

Digestion des déchets et effluents industriels et ménagers

Energies renouvelables



Digestion des déchets et effluents industriels et ménagers

Manuel de cours

Ce cours s'adresse aux ingénieurs et autres spécialistes chargés de la conception, de la planification et de l'exploitation d'installations de traitement de déchets solides et liquides, et vise à approfondir leurs connaissances dans le domaine de la digestion anaérobie (ou méthanisation).

Les participants à ce cours en tireront le meilleur profit en ayant au préalable pris connaissance du document réalisé dans le cadre de la première étape de ce projet, qui visait à informer un plus large public. Cette publication est intitulée «Biogaz à partir de déchets industriels et ménagers» (N° 724.230 f).

La mise en page adoptée pour ce manuel est destinée à permettre aux participants au cours d'annoter le texte en y ajoutant des informations recueillies lors des exposés présentés.

ISBN 3-905232-24-3

1993

N° de commande 724.231 f

Biogaz à partir de déchets industriels et ménagers



Digestion des déchets et effluents industriels et ménagers

Manuel de cours

**Programme d'action PACER – Energies renouvelables
Office fédéral des questions conjoncturelles**

Association organisatrice

ARPEA Association romande pour la protection des eaux et de l'air

Associations de soutien

ASPEE Association suisse des professionnels de l'épuration des eaux

SIA Société suisse des ingénieurs et des architectes

UTS Union technique suisse

Rédaction

Cette publication a été rédigée par un Groupe de travail auquel ont participé :

Michel GLAUSER

BIOL-CONSEILS SA
Rue de la Serre 5
2000 NEUCHÂTEL

Gehrad KÄSERMANN

ALPHA TECHNIQUE DE
L'ENVIRONNEMENT SA
Schlossstrasse 15
2560 NIDAU

Georges LAGIER

DIMAG Moteurs Diesel SA
Vers-chez-les-Blanc
Case postale
1000 LAUSANNE 26

Yves MEMBREZ

EREP SA
Chemin du Coteau 28
1123 ACLENS

Jacques-H. MEYLAN

Avocat
Avenue du Tribunal-Fédéral 1
1002 LAUSANNE

Jean-Luc MOSSIER

DEGREMONT (Suisse) SA
Avenue du Général-Guisan 26
1800 VEVEY

Jean-Paul SCHWITZGUÉBEL

EPFL – GÉNIE BIOLOGIQUE
Ecublens
1015 LAUSANNE

Jean-Michel ZELLWEGER

ÉTAT DE VAUD -
SERVICE DES EAUX ET DE LA
PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT
Place de la Riponne 10
1014 LAUSANNE

Direction du programme

Arthur WELLINGER

INFOENERGIE
Elggerstrasse 36
Postfach 73
8356 Ettenhausen

Direction du projet et rédaction finale

Yves MEMBREZ

Mise en page et photocomposition

Consortium Dac/City Comp SA, Lausanne et Morges

Copyright © 1993 Office fédéral des questions conjoncturelles, 3003 Berne, octobre 1993.

Reproduction d'extraits autorisée avec indication de la source.

Diffusion: Coordination romande du programme d'action «Construction et Energie», EPFL-LESO, Case postale 12, 1015 Lausanne (N° de commande 724.231 f)

Avant-propos

D'une durée totale de 6 ans (1990-1995), le programme d'action «Construction et Energie» se compose des trois programmes d'impulsions suivants:

- PI-BAT – entretien et rénovation des constructions
- RAVEL – utilisation rationnelle de l'électricité
- PACER – énergies renouvelables

Ces trois programmes d'impulsions sont réalisés en étroite collaboration avec l'économie privée, les écoles et la Confédération. Ils doivent favoriser une croissance économique qualitative et, par là, conduire à une plus faible utilisation des matières premières et de l'énergie, avec pour corollaire un plus large recours au savoir-faire et à la matière grise.

Jusqu'ici, si l'on fait abstraction du potentiel hydroélectrique, la contribution des énergies renouvelables à notre bilan énergétique est négligeable. Aussi le programme PACER a-t-il été mis sur pied afin de remédier à cette situation. Dans ce but, le programme cherche:

- à favoriser les applications dont le rapport prix/performance est le plus intéressant;
- à apporter les connaissances nécessaires aux ingénieurs, aux architectes et aux installateurs;
- à proposer une approche économique nouvelle qui prenne en compte les coûts externes;
- à informer les autorités, ainsi que les maîtres de l'ouvrage.

Cours, manifestations, publications, vidéos, etc.

Le programme PACER se consacre, en priorité, à la formation continue et à l'information. Le transfert de connaissances est basé sur les besoins de la pratique. Il s'appuie essentiellement sur des publications, des cours et d'autres manifestations. Les ingénieurs, architectes, installateurs, ainsi que les représentants de certaines branches spécialisées, en constituent le public cible. La diffusion plus large d'informations plus générales est également un élément important du programme. Elle vise les maîtres de l'ouvrage, les architectes, les ingénieurs et les autorités.

Le bulletin «Construction et Energie», qui paraît trois fois par an, fournit tous les détails sur ces activités. Ce bulletin peut être obtenu gratuitement sur simple demande. Chaque participant à un cours ou autre manifestation du programme reçoit une publication spécialement élaborée. Toutes ces publications peuvent également être obtenues en s'adressant directement à la Coordination romande du programme d'action «Construction et Energie» EPFL-LESO, Case postale 12, 1015 Lausanne.

Compétences

Afin de maîtriser cet ambitieux programme de formation, il a été fait appel à des spécialistes des divers domaines concernés; ceux-ci appartiennent au secteur privé, aux écoles ou aux associations professionnelles. Ces spécialistes sont épaulés par une commission qui comprend

des représentants des associations, des écoles et des branches professionnelles intéressées.

Ce sont également les associations professionnelles qui prennent en charge l'organisation des cours et des autres activités. Pour la préparation de ces activités, une direction de programme a été mise en place; elle se compose du Dr Jean-Bernard Gay, du Dr Charles Filleux, de M. Jean Graf, du Dr Arthur Wellinger ainsi que de Mme Irène Wuillemin et de M. Eric Mosimann de l'OFQC. La préparation des différentes activités se fait au travers de groupes de travail, responsables du contenu des publications, du maintien des délais et des budgets.

Documentation

Le manuel de cours «Digestion des déchets et effluents industriels et ménagers» a été conçu de façon à répondre aussi logiquement et complètement que possible aux questions que se posent des ingénieurs confrontés à un projet de digestion anaérobie. L'idée directrice du Groupe de travail chargé de l'élaboration de ce manuel a été de présenter les problèmes multidisciplinaires liés à la méthanisation en y répondant de manière concrète et non académique, l'objectif final n'étant pas de former des experts mais plutôt de fournir aux participants et aux lecteurs les outils qui devraient leur permettre de porter des appréciations critiques sur les projets qui leur seront soumis.

Le présent document a fait l'objet d'une évaluation lors des diverses étapes d'avancement du projet et à l'occasion d'un cours pilote. Elle a permis au Groupe de travail de procéder aux corrections et modifications qui lui semblaient souhaitables pour parfaire ce texte. Dans ce sens, il en assure l'entière responsabilité. Des améliorations sont probablement encore possibles et des suggestions éventuelles peuvent être adressées soit au directeur du cours, soit directement à l'Office fédéral des questions conjoncturelles.

Pour terminer, nous tenons à remercier toutes les personnes qui ont contribué à la réalisation de cette brochure.

Dr. Heinz Kneubühler
Directeur suppléant de l'Office fédéral
des questions conjoncturelles

Table des matières

1. Déchets et effluents méthanogènes	7
1.1 Introduction	8
1.2 Procédés aérobies ou procédés anaérobies	9
1.3 Domaines d'application	11
1.4 Critères d'appréciation	12
<hr/>	
2. Technologie de la digestion	15
2.1 Paramètres biologiques	16
2.2 Déchets et effluents dans les industries et collectivités publiques	22
2.3 Les systèmes de digestion	24
2.4 Technologie des systèmes de digestion	26
<hr/>	
3. Technique des systèmes	33
3.1 Paramètres de dimensionnement	34
3.2 Technologie des digesteurs	41
3.3 Traitements périphériques	44
3.4 Mise en service, conduite et suivi	50
<hr/>	
4. Etudes préliminaires	57
4.1 Performances techniques de la digestion anaérobie	58
4.2 Traitement et valorisation du biogaz et des matières issues du procédé	64
<hr/>	
5. Elaboration du projet	73
5.1 La méthanisation, un maillon des chaînes de traitement	74
5.2 Aspects techniques de la valorisation du biogaz	78
5.3 Coûts et recettes	92
5.4 Aspects législatifs	96
<hr/>	
Annexes	105
A1 Glossaire	106
A2 Bibliographie	108
A3 Exemples	111
1. Effluents industriels	111
2. Déchets solides	121
3. Couplage chaleur-force	129
<hr/>	
Publications du programme d'action PACER – Energies renouvelables	135

1. Déchets et effluents méthanogènes

1.1	Introduction	8
1.2	Procédés aérobie ou procédés anaérobies	9
1.3	Domaines d'application	11
1.4	Critères d'appréciation	12

1.1 Introduction

Tous les déchets organiques d'origine animale et végétale sont susceptibles d'être dégradés par des processus aérobies ou anaérobies.

La méthanisation (appelée également fermentation ou digestion) est en réalité une respiration microbienne anaérobie de résidus organiques solides ou en solution, présentant un intérêt énergétique puisqu'elle produit un gaz combustible. Cet avantage pourra conduire à opter pour des systèmes de traitement et d'épuration anaérobie des résidus ou des effluents, car ils assurent, au minimum, l'autonomie énergétique des procédés mis en œuvre.

La production de déchets a augmenté parallèlement à l'évolution du niveau de vie. Les conséquences de cette évolution sont :

- une augmentation des coûts de traitement et d'élimination des déchets de façon à ce que la charge sur l'environnement reste ou redevienne acceptable;
- une prise de conscience de la limitation des ressources en matières premières et en énergie.

Les politiques de **tri des déchets à la source**, actuellement mises en œuvre par les pouvoirs publics, ont été préconisées dans le but d'extraire un maximum de fractions valorisables afin de réduire les mises en décharge problématiques ou les incinérations indésirables.

Pour les finances communales, ces nouvelles pratiques ont pour effet une réduction des quantités à transporter et à traiter en UIOM; par contre, ces mêmes communes se voient confrontées à la nécessité de trouver de nouveaux débouchés pour les matériaux triés, en particulier pour les matières organiques collectées dans les «poubelles vertes».

Les lignes directrices en matière de gestion des déchets et l'Ordonnance sur le traitement des déchets (OTD) prévoient l'obligation de valoriser les déchets organiques ménagers par un traitement biologique (compostage, méthanisation). Dans les entreprises industrielles, l'alimentation animale, le recyclage dans les circuits de production et les traitements biologiques peuvent entrer en considération. Dans l'industrie agro-alimentaire, l'affouragement constitue traditionnellement une forme de valorisation des déchets (marc de café pour les vaches laitières, lactosérum pour les porcs, etc.), qui se justifie pour des raisons économiques (vente de sous-produits) ou pour respecter les normes de rejet des eaux usées.

Le traitement des effluents organiques d'origine industrielle, souvent assimilés aux effluents urbains, a encore trop souvent lieu dans une STEP classique à aération, la STEP communale ayant pour fonction d'éliminer les charges industrielles au même titre que les charges urbaines. Certains industriels produisant des charges polluantes relativement élevées participent financièrement aux frais d'exploitation de la STEP en fonction des caractéristiques des effluents apportés. Non seulement cette contribution

financière représente une perte sèche pour l'industriel, mais, pis encore, certains effluents agro-industriels s'accommodent très mal des traitements aérobies et ne subissent qu'un rabattement de charge polluante totalement insuffisant. C'est le cas par exemple des effluents vitivinicoles qui, pour subir une dégradation aérobie efficace, doivent au préalable être soumis à une étape anaérobie, sans quoi ils perturbent saisonnièrement la marche des STEP urbaines en ne subissant qu'une faible réduction. Personne n'y trouve alors son compte : l'industriel paye pour rien, la STEP est perturbée et fonctionne à faible rendement et l'environnement reçoit une charge supplémentaire et indésirable de matière organique.

Qu'ils soient valorisés par compostage, épandage direct ou méthanisation, les déchets ménagers et industriels doivent être dans le meilleur état de pureté possible et se caractériser notamment par l'absence de métaux lourds et de micro-polluants organiques. Seul un **tri à la source** permet d'atteindre cet objectif, à l'exclusion de tout système visant à séparer en usine des fractions mélangées lors de la collecte.

Il en va de même pour les eaux usées pour lesquelles on veillera à éviter la dilution (eaux pluviales de surface, eaux de procédé, etc.) et le mélange avec des eaux de nettoyage (présence de détergents).

1.2 Procédés aérobies ou procédés anaérobies ?

Selon les caractéristiques des déchets ou effluents à traiter, l'un ou l'autre des procédés peut être envisagé, ce qui permet une optimisation du processus et des résultats recherchés. Chacune des voies possède ses avantages et ses inconvénients, mais **quatre différences essentielles** distinguent ces deux mécanismes :

Première différence : le bilan énergétique

Le traitement aérobie exige une aération prolongée qui se traduit par une dépense énergétique élevée pour pulser l'air et par une perte d'énergie thermique non récupérable, provenant de la dégradation des matières fermentescibles.

Le traitement anaérobie se passe non seulement d'une aération énergétiquement dispendieuse, mais produit encore du biogaz utilisable pour assurer l'équilibre du bilan énergétique du processus lui-même et pour constituer une ressource d'appoint pour des applications industrielles.

Deuxième différence : réduction des volumes de matières à traiter

Le traitement aérobie transforme la matière organique essentiellement en biomasse et en CO₂ **alors que** le traitement anaérobie transforme essentiellement la matière organique en gaz combustible et en CO₂.

Troisième différence: infrastructure des installations

Le traitement aérobique fait appel dans la plupart des cas à des moyens techniques relativement simples **alors que** le traitement anaérobique demande des installations plus complexes et qui peuvent engendrer des investissements comparativement plus importants. Les emprises de terrains nécessaires à la mise en œuvre de traitements aérobiques sont cependant plus importantes que celles requises par des traitements anaérobiques.

Quatrième différence: phases impliquées dans la dégradation

Du point de vue de la dégradation des substrats, le traitement aérobique met en jeu trois phases: gazeuse (oxygène nécessaire), liquide (milieu dans lequel vivent les microorganismes) et solide (les microorganismes eux-mêmes et souvent aussi les particules à dégrader), **alors que** le traitement anaérobique est un procédé à deux phases: liquide (habitat des bactéries) et solide. Le biogaz est un produit dont la concentration n'influence guère la dégradation des substrats. La dégradation aérobique constitue un système difficile à optimiser, en particulier pour des déchets solides.

En fonction de ces quatre critères, nous pouvons formuler l'appréciation suivante: si une grande importance est attribuée à la réduction du volume des déchets ultimes, à la charge polluante de l'effluent traité ainsi qu'au coût de la dépense énergétique, accessoirement si la production d'un combustible de substitution s'avère utile, le choix devra alors logiquement se porter sur une technique anaérobique.

1.3 Domaines d'application

Le tableau suivant présente les principaux secteurs d'activités dont certains déchets et effluents peuvent faire l'objet d'un traitement anaérobie :

Secteur d'activités	Déchets méthanogènes	Effluents méthanogènes
Assainissement urbain	Fraction organique des ordures ménagères Déchets d'entretien paysager (gazons, coupes d'herbes, feuilles mortes, plantes aquatiques) Papiers très souillés Déchets de restauration collective, de marchés et de grandes surfaces	Boues d'épuration
Agro-alimentaire		
<ul style="list-style-type: none"> Industrie laitière 		Lactosérum, eaux de procédé
<ul style="list-style-type: none"> Industrie sucrière 	Gâteaux de pressage des betteraves, mélasses	Eaux résiduelles (lavage, pressage, procédé)
<ul style="list-style-type: none"> Distilleries 		Vinasses, levures
<ul style="list-style-type: none"> Abattoirs 	Contenus de panses Excréments et débris divers	Effluents des locaux d'abattage, d'étables et de boyauderies
<ul style="list-style-type: none"> Industrie des jus de fruits 	Restes de fruits, matières en suspension et boues	Eaux de lavage et de transport
<ul style="list-style-type: none"> Brasseries 	Résidus de drêches et de houblon, trouble d'albumine, levure	Eaux de lavage, de nettoyage et de refroidissement
<ul style="list-style-type: none"> Industrie de la pomme de terre 	Purée d'épluchage, boue de décantation des eaux de lavage, farine, produits frits, crus et surgelés	Eaux de lavage, de transport et de refroidissement, eaux de pressage de pulpe, eaux de lavage de la fécule
<ul style="list-style-type: none"> Production et conserveries de fruits et légumes 	Déchets de production et de fabrication	Eaux de lavage et de blanchiment
<ul style="list-style-type: none"> Industrie vitivinicole 	Marc de raisin	Vinasses
<ul style="list-style-type: none"> Fabriques de margarines, de graisses et d'huiles 	Débris de tamisage	Eaux de nettoyage, d'extraction, distillat
<ul style="list-style-type: none"> Préparation de café et de thé 	Marc de café, refus d'extraction	
Autres industries		
<ul style="list-style-type: none"> Industrie pharmaceutique et cosmétique 		Bouillons de culture usés (fab. antibiotiques), boues de mycélium, eaux de lavage
<ul style="list-style-type: none"> Industrie papetière 		Eaux de procédé de fabrication de la pâte à papier, de la cuisson des chiffons, des cartonneries, de la production de papier.

1.4 Critères d'appréciation

Les paramètres pris en compte pour évaluer l'applicabilité de la digestion anaérobie dépendent essentiellement des objectifs de traitement, comme c'est le cas pour les effluents, ou de valorisation, comme c'est le cas pour les déchets.

Critères communs aux effluents et aux déchets

- Température

La majorité des unités industrielles de méthanisation opèrent en régime de température mésophile (30-40° C), correspondant bien souvent avec les températures de rejet des déchets et effluents industriels. A de plus hautes températures, ou lorsqu'il s'agira d'hygiéniser les déchets en vue de leur valorisation agronomique, on pourra mettre en œuvre des digesteurs thermophiles (50-60° C). Lorsque les résidus liquides ou solides se présentent à de trop faibles températures, on doit alors les réchauffer par une source énergétique auxiliaire ou par autoconsommation du biogaz. Le réchauffage des matières fraîches peut être réalisé par échange thermique sur le produit digéré.

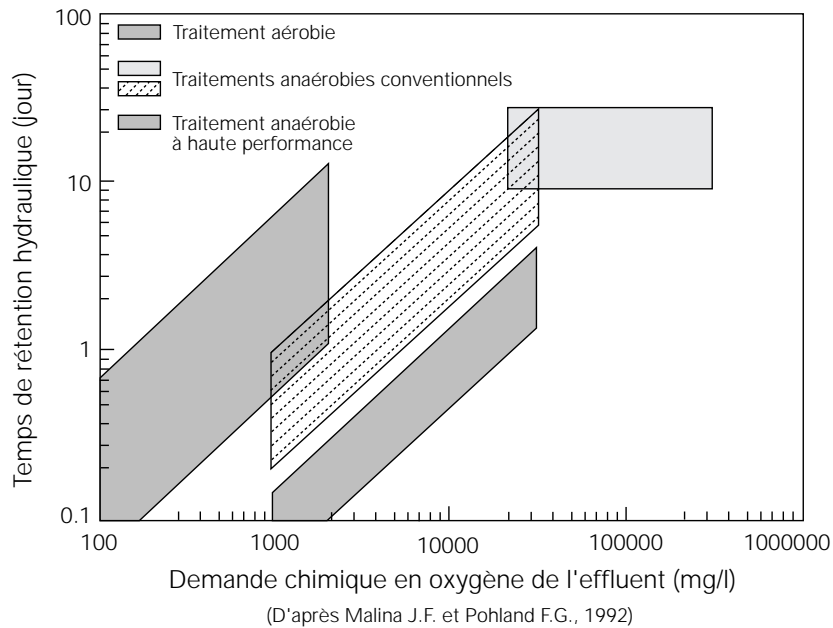
- Composition en nutriments

Les bactéries méthanogènes requièrent, pour leur métabolisme, certaines substances nutritives dont la carence constitue un facteur limitant. La combinaison de certains types de déchets permet de satisfaire à ces exigences (par exemple codigestion de déchets ménagers, pauvres en azote et en soufre, avec des boues d'épuration riches en ces nutriments). Globalement, le milieu de culture doit avoir des teneurs en C, N et P dans la proportion d'environ 100-4-1. D'autres éléments, tels que Na, K et Ca, ainsi que des oligo-éléments tels que Zn, Cu, Mg, influencent la production gazeuse.

Effluents

Charge organique exprimée en DCO

Les effluents fortement (> 15 000 mg DCO/l) ou moyennement (> 2000 mg DCO/l) chargés peuvent être traités efficacement par digestion anaérobie. Les domaines d'application communément admis pour les traitements aérobies et anaérobies sont résumés dans le schéma suivant. Les procédés aérobies sont prédominants pour les effluents présentant des DBO ou des DCO biodégradables inférieurs à 2000 mg/l. Entre 2000 et 30 000 mg/l, les systèmes anaérobies d'épuration, qu'ils soient de type conventionnel ou à haute performance, sont applicables. Les effluents très concentrés contenant plus de 20 000-30 000 mg DCO/l, ou présentant de fortes teneurs de matières en suspension, sont communément traités par méthanisation.



Matières en suspension

Lorsque, pour un effluent donné, le rapport DCO totale/DCO soluble est plus grand que 1, le rabattement complet de la charge polluante ne peut être atteint qu'en éliminant conjointement les matières organiques solubles et en suspension durant le traitement. Les teneurs limites de matières en suspension sont empiriquement fixées à 10% de la DCO totale pour des systèmes à haute performance. Pour des eaux usées contenant plus de 50% de la DCO totale sous forme particulaire, il peut s'avérer économiquement intéressant d'utiliser un traitement anaérobie à faible taux de charge organique (1- 4 kg DCO/m³.jour) plutôt que de réaliser une étape de prétraitement. Il convient par ailleurs de savoir si les matières en suspension sont biodégradables; si tel est le cas, elles subiront également, mais plus lentement, une dégradation anaérobie.

Substances toxiques et inhibitrices

Les effluents industriels sont susceptibles de contenir des substances toxiques ou inhibitrices pouvant, dans certains cas, perturber le fonctionnement des réacteurs anaérobies. Cette toxicité dépendra de la nature des composés toxiques, de leur concentration et du degré d'adaptation des microorganismes à ces derniers. Cette question est développée au chapitre 2.

Déchets

Origine et nature

Les substrats solides disponibles pour la méthanisation sont essentiellement des résidus urbains et industriels, dont la composition chimique est variable. Les glucides y sont prédominants et sont représentés par la cellulose et les hémicelluloses. Les résidus végétaux de nature lignocellulosique sont particulièrement résistants à l'action bactérienne et conviennent moins à la digestion anaérobie. L'état hydrique des déchets est également déterminant dans le choix du mode de valorisation. Si la teneur en matière sèche est de l'ordre de 30-35%, la méthanisation est la plus intéressante.

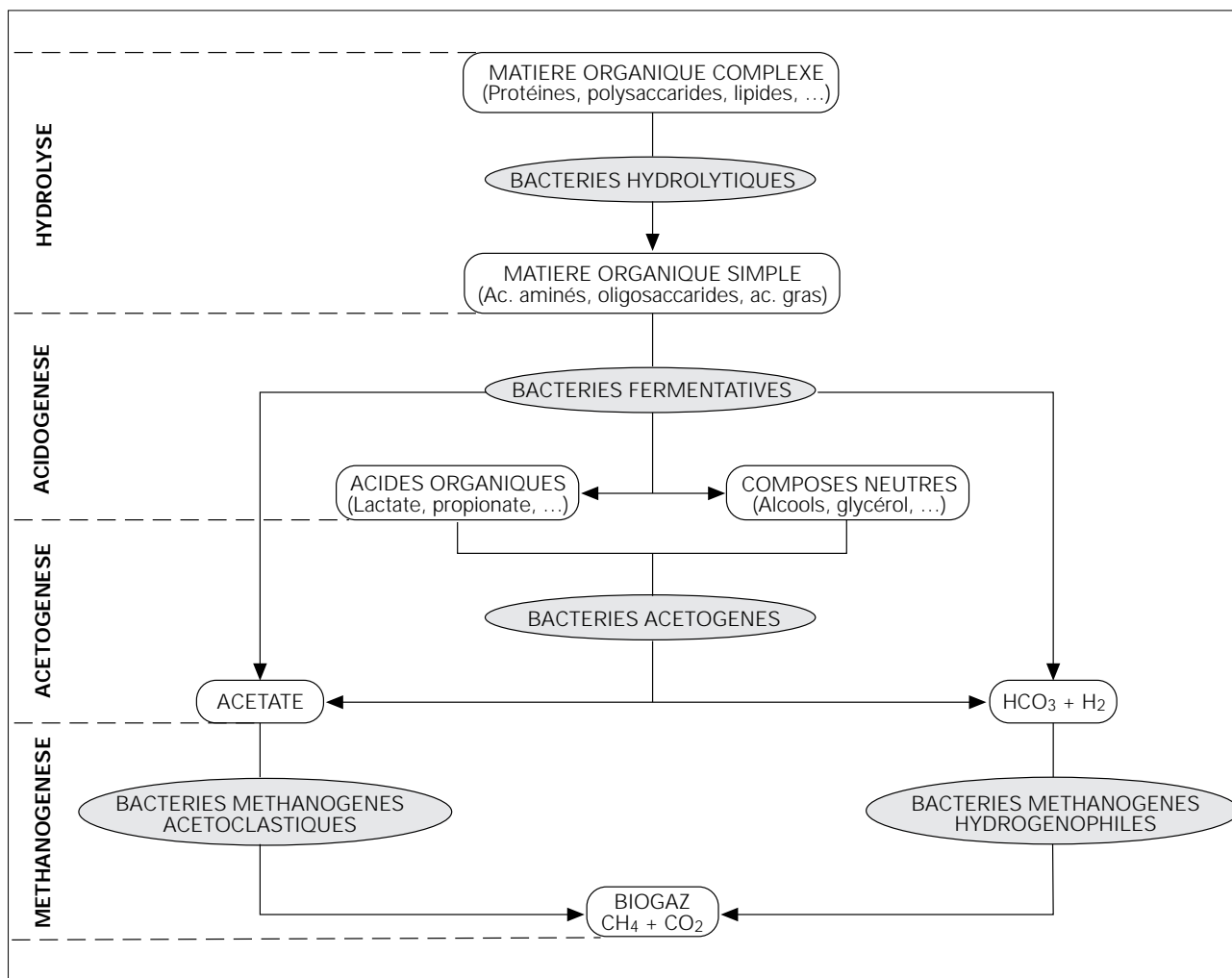
2. Technologie de la digestion

2.1	Paramètres biologiques	16
2.2	Déchets et effluents dans les industries et collectivités publiques	22
2.3	Les systèmes de digestion	24
2.4	Technologie des systèmes de digestion	26
2.4.1	Procédés de digestion d'effluents	26
2.4.2	Procédés de digestion de déchets	28
2.4.3	Systèmes de codigestion	31

2.1 Paramètres biologiques

La dégradation de matières organiques par digestion anaérobie, c'est-à-dire en l'absence d'oxygène, conduit à la production d'un gaz composé essentiellement de méthane et de gaz carbonique.

Cette dégradation met en jeu des populations variées de microorganismes. Les substrats utilisés par ces bactéries et les produits qu'elles fabriquent permettent de distinguer différentes phases dans la biosynthèse du méthane. Elles sont présentées dans la figure ci-dessous.



Les populations bactériennes impliquées dans la digestion anaérobie ont des vitesses de croissance très différentes qui conditionnent des étapes limitantes dans le processus.

En première phase, les polymères et molécules complexes constituant la matière organique sont transformés par les bactéries hydrolytiques et fermentatives en un large spectre d'acides organiques, d'alcools et de produits gazeux. La composition des produits intermédiaires est influencée par la pression partielle d'hydrogène. La formation d'acétate est

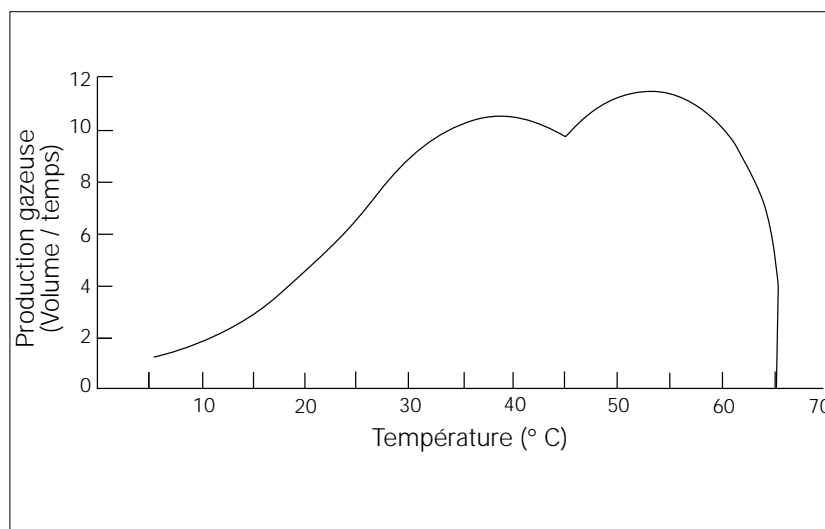
favorisée en présence de faibles pressions d'hydrogène, alors que celle de propionate, butyrate, éthanol et lactate est favorisée en présence de fortes pressions partielles. La plupart des acides organiques et des alcools produits en première étape seront ensuite dégradés en acétate, hydrogène et gaz carbonique, qui sont les précurseurs du méthane; c'est la seconde étape du processus qui permet d'éviter une accumulation des acides gras volatils autres que l'acide acétique. La dernière phase du processus est la formation du biogaz. Environ 70% du méthane produit provient de la décarboxylation de l'acétate, les 30% restant résultent de la réduction du gaz carbonique par l'hydrogène.

Deux cas peuvent se présenter :

- les composés organiques ne sont pas dégradables par digestion anaérobie (lignine, etc.);
- la matière organique est dégradable par cette voie. Dans ce cas, il faut disposer des populations bactériennes appropriées et assurer les conditions physico-chimiques permettant leur croissance et leur activité.

Température

Ce facteur influence directement la vitesse de réaction du processus de méthanisation. Selon leur optimum de température d'activité, les bactéries sont classées en trois groupes : psychrophile (moins de 20° C), mésophile (entre 20° C et 45° C, avec un optimum situé vers 35° C) et thermophile (à partir de 45° C, avec un optimum situé vers 55° C). La productivité gazeuse augmente parallèlement avec l'accroissement de température, jusqu'à environ 45° C, température qui n'est favorable à aucune des bactéries mésophiles ou thermophiles. En dessous de 10° C, on assiste à une diminution drastique de la production. La gamme de température mésophile présente dans la majorité des digesteurs est la plus intéressante au plan du bilan énergétique, car c'est elle qui laisse la part la plus importante d'énergie nette valorisable. La plage de température thermophile peut s'avérer intéressante pour des déchets ménagers, par exemple, car elle contribue à l'inactivation des germes pathogènes.



Le tableau ci-dessous résume les principaux avantages d'une digestion anaérobie en zone mésophile ou thermophile.

Voie mésophile	Voie thermophile
<ul style="list-style-type: none"> • moins de vapeur d'eau dans le gaz; • moins de CO₂ dans le gaz; • davantage d'espèces microbiennes méthanogènes: d'où stabilité de l'écosystème; • bilan énergétique plus favorable; • possibilité d'utilisation des calories à bas niveau. 	<ul style="list-style-type: none"> • activité plus grande: temps de rétention inférieur; • diminution des volumes de boue formée; • destruction des microorganismes pathogènes; • maintenance des conditions anaérobies plus facile, à cause d'une plus faible solubilité des gaz à des températures plus élevées.

pH et alcalinité

Le pH optimal pour la production de méthane se situe au voisinage de la neutralité avec un optimum compris entre 6,5 et 7,5. Dans les systèmes monoétapes (cf. page 25), la production et la consommation d'acides lors des différentes étapes biologiques permettent de stabiliser facilement le pH dans une plage voisine de l'optimum. Dans les systèmes biétapes, l'étape acidogène voit son pH diminuer et celui-ci doit être maintenu entre 5,0 et 6,5 afin d'assurer le fonctionnement optimum des bactéries.

Toute baisse de pH traduit un déséquilibre résultant d'une accumulation d'acides gras volatils; elle apparaît lorsque la capacité tampon du milieu est saturée. Une chute de pH inhibe l'activité des bactéries méthanogènes.

L'équilibre du pH est essentiellement assuré par les bicarbonates dissous, eux-mêmes en équilibre avec le gaz carbonique dissous. Des concentrations de 2500 à 5000 mg/l assurent un bon effet tampon du milieu. Si, par accident, la méthanogenèse est inhibée, l'accumulation d'acides gras volatils va entraîner une diminution des ions bicarbonates dissous et une libération de gaz carbonique. La chute de l'alcalinité due aux bicarbonates, en dessous de 1500 mg/l, précède une baisse de pH.

Potentiel redox

Les processus microbiens s'accompagnent toujours de réactions d'oxydo-réduction. C'est de ce type de réaction que les microorganismes tirent l'énergie chimique dont ils ont besoin pour leur maintenance et leur croissance. En culture pure, les bactéries méthanogènes exigent de faibles potentiels redox (-300 à -330 mV). Dans un digesteur en pleine activité, on mesure des potentiels redox nettement plus élevés (-50 mV à 0 mV). Il importe, pour favoriser l'activité des bactéries méthanogènes, d'assurer un potentiel redox favorable en tout point du digesteur; pour ce faire, on limite au minimum l'apport de substances oxydantes tels les nitrates, les nitrites et évidemment l'oxygène.

Toxicité et inhibition

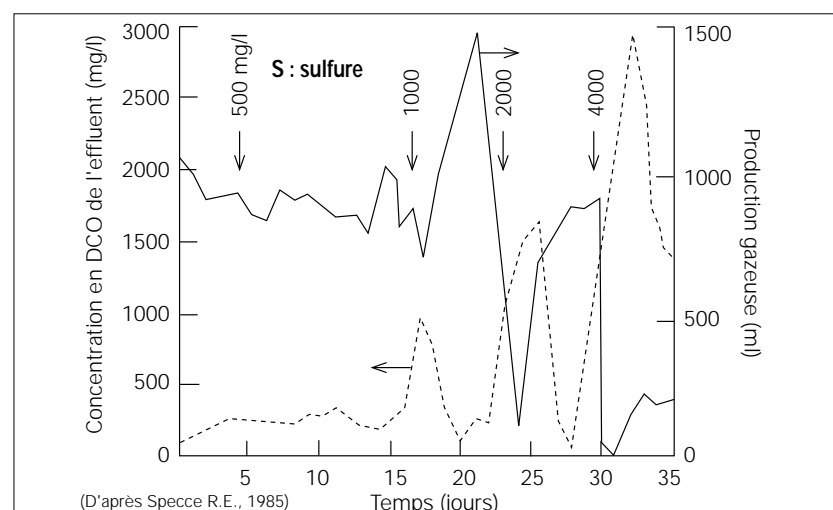
Les effluents industriels sont susceptibles de contenir des substances toxiques ou inhibitrices pouvant, dans certains cas, perturber le fonc-

tionnement d'un digesteur. L'importance de l'effet dépend de la nature des composés toxiques, de leur concentration et du degré d'adaptation des microorganismes à ces derniers (voir tableau ci-dessous). Dans la pratique, on ne peut toutefois parler de toxicité que dans de rares cas, souvent liés à des questions de concentrations.

Sodium	régulation de pH des bactéries méthanogènes; peut être inhibiteur entre 6 et 30 g/l; des systèmes adaptés supportent jusqu'à 60 g/l; interaction possible avec le potassium.		Pb et Zn par des polyphosphates.		
Potassium	régulation osmotique des bactéries méthanogènes; inhibiteur dès 3 g/l; interaction avec le sodium et l'ammonium.	Acides gras volatils à chaînes courtes	peuvent inhiber la formation de l'acide acétique à partir des acides gras; interaction avec H ₂ et alcanilité; le rapport mM CaCO ₃ : mM acides gras en tant qu'acétate devrait être 10:1; dépend du taux de transformation (charge, biomasse); c'est moins la quantité totale qu'une augmentation prononcée et soudaine qui est indicatrice d'une inhibition; les acides non dissociés sont déterminants (limite à 30 mg/l), par exemple ceux qui comme l'acide acétique, de 1 à 10 g/l, peuvent être relâchés selon le pH.	Formaldéhyde	si pas adapté, inhibition complète possible jusqu'à 1200 mg/l.
Calcium	inhibiteur dès 2,8 g/l CaCl ₂ ; interaction avec les acides gras à longues chaînes.			Hydrogène	seuil limite 1 µM, ce qui signifie 1300 mg/l dans le gaz; pas de grandeur absolue, voir acides gras à chaînes courtes.
Magnésium	inhibiteur dès 2,4 g/l MgCl ₂ ; interaction avec les acides gras.			Acide carbonique	particulièrement critique pour la dégradation de propionate; inhibition à 1 bar (1000 kPa) CO ₂ et à moins de 0,2 bar; pas de grandeur absolue.
Ammonium	inhibiteur entre 2,7 g/l et 10 g/l; dès 150mg/l sous forme NH ₃ , l'équilibre NH ₄ ⁺ /NH ₃ dépend du pH; si la culture est adaptée, elle supporte jusqu'à 30 g/l; interaction selon les espèces avec Ca ⁺⁺ ou Na ⁺ .	Acides gras ramifiés	inhibiteurs déjà à partir de 50 mg/l d'acide isobutyrique.	Ethylène et terpène	environ 1 mg/l; 50 mg/l d'huile issue de déchets de citrons ou 0,9 mM D-limone est toxique.
Sulfures	inhibiteurs dès 50 mg/l H ₂ S, 100 mg/l S ⁻ et dès 160 mg/l Na ₂ S; une culture adaptée peut supporter 600 mg/l Na ₂ S et 1000 mg/l H ₂ S; précipitation en présence de métaux.	Acides gras volatils à chaînes longues	dégradation des acides gras est stimulée voire même strictement dépendante de l'addition de calcium libre; inhibition dès 1,2 mM (C ₁₂ , C ₁₈); de la vieille huile de friture de restaurants (adjonction 0,1 %) accroît la production gazeuse de 300 %.	Nitrate, nitrite, No, N ₂ O	dans des sédiments de terre basse marine inhibe la méthanogenèse dès 60 mg/l nitrate, où les nitrates agissent plus faiblement que les nitrites, que NO et que N ₂ O (le plus inhibiteur); en milieu anaérobie les composés précipités seront normalement dénitrifiés.
Liaisons thio	environ 100 mg/l de sulfite (média non tamponné); dès 20 mg/l Na-Dithionite, 38 mg/l Mercaptoethanol, 75 mg/l d'acide acétique thio et dès 1100 mg/l Na-Thiosulfate (tous anhydres).	Produits pétrochimiques	si le système n'est pas adapté, inhibition déjà à 0,1 mM d'hydrocarbures, de liaisons aromatiques, hétérocycliques chlorées, etc.; influence négative; des longueurs de chaînes complétées par des doubles composés des groupes carboxyl- et amino; des consortiums méthanogènes adaptés dégradent très bien les produits pétrochimiques, par exemple 1 g/l de phénol.	Azoture	dès 40 mg/l N ₃ ; de l'azoture inhibe de façon réversible le formiate; réductase de bactéries anaérobies.
Métaux lourds dépendant du pH, sulfite	Sous forme dissociée: Ni dès 10 mg/l; Cu dès 40 mg/l; Cr ⁺⁺⁺ dès 130 mg/l; Pb dès 340 mg/l; Zn dès 400 mg/l. S'ils sont sous forme de carbonate, Zn dès 160 mg/l, Cu dès 170 mg/l, Cd dès 180 mg/l, Cr ⁺⁺⁺ dès 530 mg/l, Fe dès 1750 mg/l. Environ 1-2 mg/l sulfure neutralise environ 1 mg/l de métal lourd (précipitation). Possibilité de désintoxication en Cu, Cd,	Cyanure	inhibiteur à 5 mg/l; si adapté tolère de 20 à 30 mg/l.	Acides aminés aromatiques	L-Dopa est la cause présumée d'environ 40 à 50 % des inhibitions dans les effluents de pommes de terre; interaction avec des acides gras, adaptation possible.
		Analogue du méthane	chloroforme dans le domaine du mg/l, adaptation possible jusqu'à 40 mg/l; également	Additifs fourragers et produits de désinfection en agriculture	inhibiteurs dans la zone de 1 mg/l à 100 mg/l.

De nombreux résultats contradictoires ont été publiés concernant les concentrations maximales de différents toxiques, organiques ou inorganiques, admissibles dans un digesteur. Ces divergences peuvent être attribuées à la différence de sensibilité et d'adaptation des bactéries présentes, au type de digesteur et à son mode de fonctionnement, à la composition de l'effluent, et aussi aux critères utilisés pour évaluer la toxicité. Le tableau propose donc une synthèse d'informations provenant de différentes sources et il ne doit pas être considéré comme une vérité absolue établissant une fois pour toutes des concentrations limites valables dans tous les cas. Il a simplement pour but d'attirer l'attention sur quelques substances pouvant causer des problèmes lors de la mise en route ou de l'exploitation d'un digesteur anaérobie. Il est par ailleurs important de prendre note des remarques suivantes :

- Comme tous les organismes vivants, les bactéries anaérobies sont sensibles à un certain nombre de facteurs toxiques ou inhibiteurs. Toutefois, la plupart de ces derniers ont des effets réversibles diminuant ou bloquant temporairement la croissance et l'activité des bactéries. Des effets irréversibles ou bactéricides ne sont observés que pour quelques substances ou pour des concentrations très fortes. De plus, la sensibilité des bactéries à un composé initialement toxique peut évoluer au cours du temps à la suite d'une adaptation ou d'une sélection de bactéries résistantes. Les écosystèmes microbiens présents dans deux digesteurs de type identique ou différent, traitant un effluent semblable ou non, ne sont donc pas forcément composés des mêmes souches bactériennes. Par conséquent, leur réaction aux différents toxiques ne sera pas la même.
- L'addition d'un toxique n'aura pas les mêmes conséquences sur le fonctionnement d'un digesteur, selon qu'elle est ponctuelle, chronique ou continue. Lors d'une addition ponctuelle ou accidentelle, la toxicité est réversible en dessous d'une concentration critique et le temps de récupération dépend de la concentration du toxique et de la durée d'exposition. Au-delà, aucune récupération n'est possible et la seule solution sera une vidange totale du digesteur. Si la présence du toxique est chronique ou continue, les bactéries pourront probablement s'adapter à des concentrations croissantes (cf. figure ci-dessous), même si les performances du système sont provisoirement altérées.



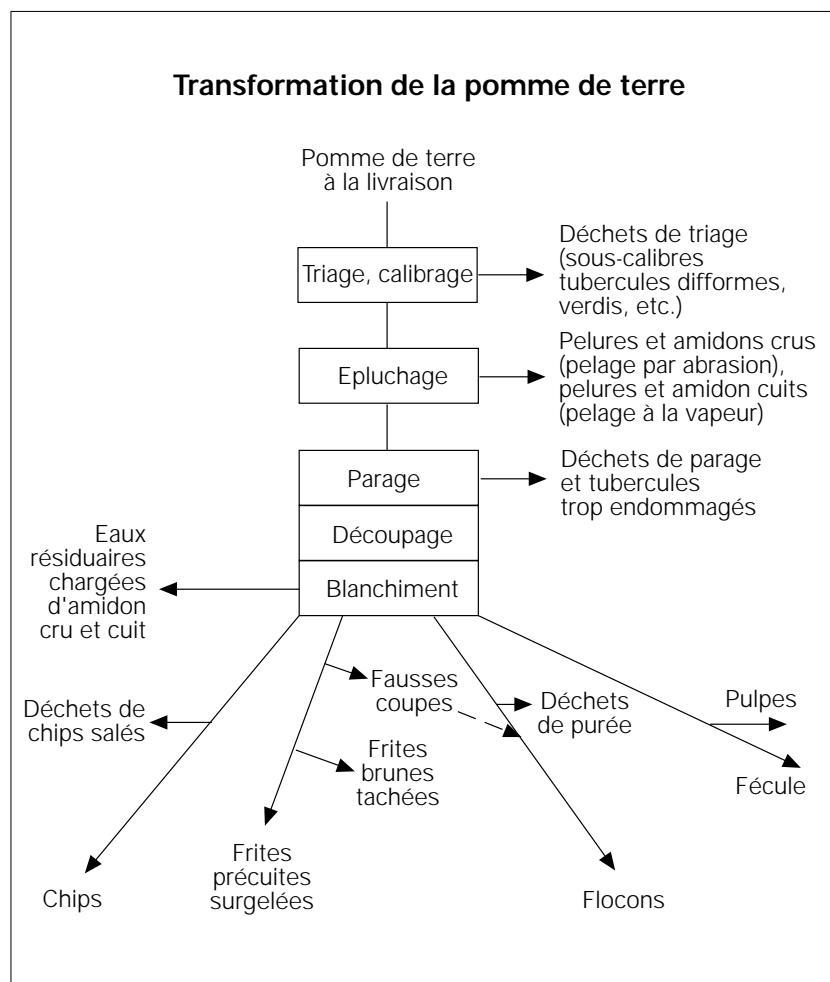
- La sensibilité à un toxique dépend aussi du type de digesteur et de son mode d'alimentation. D'une manière générale, les systèmes à biomasse immobilisée comme les filtres anaérobies ou les UASB supportent des concentrations plus fortes d'inhibiteurs que les digesteurs conventionnels, qui ont une plus faible concentration en biomasse. Dans un système infiniment mélangé toutefois, le temps de résidence hydraulique est élevé, ce qui a comme conséquence de diluer les composés toxiques en dessous des seuils critiques et de limiter ainsi leur effet inhibiteur si leur addition est limitée dans le temps. Dans un procédé à biomasse immobilisée, le temps de résidence hydraulique court minimise l'effet d'un choc ponctuel. En plus, la forte concentration en biomasse et son temps de résidence élevé lui permettent de supporter une période de croissance et d'activité réduites sans être éliminée du digesteur. Cela favorise l'acclimatation et l'adaptation aux toxiques en cas d'exposition chronique ou la récupération en cas d'exposition temporaire. Par ailleurs, le support d'un lit fixe, expansé ou fluidisé peut souvent adsorber les composés toxiques et limiter leurs effets. Dans certains cas, on peut même jouer avec les possibilités offertes par la configuration du système et les différentes options de charge de l'effluent pour obtenir une dilution appropriée du toxique ou une concentration de la biomasse.
- La présence de composés antagonistes ou synergiques dans l'effluent sera déterminante dans l'effet de certains toxiques. Un composé n'agissant sur les bactéries que sous forme libre ou soluble, la présence d'agents qui complexent les métaux lourds ou les précipitent peut modifier leur concentration apparente et donc leur toxicité. L'effet inhibiteur des métaux dépend largement aussi de l'anion qui les accompagne (chlorure, sulfure, sulfate, nitrate, carbonate, etc.). En présence de sulfure par exemple, ils précipitent et deviennent par conséquent non toxiques pour les bactéries présentes dans le digesteur. Il est toutefois difficile de définir une ligne de conduite ou de préconiser une méthodologie stricte pour ajouter les substances antagonistes adéquates d'une manière sûre et reproductible. Finalement, les formes non dissociées des sulfures (H_2S , Na_2S) et de l'ammoniaque (NH_3) sont toxiques à des concentrations beaucoup plus faibles que les formes dissociées. Comme l'équilibre entre les deux formes dépend largement du pH et de la température, on peut jouer sur ces deux facteurs pour minimiser leur effet inhibiteur.

2.2 Déchets et effluents dans les industries et collectivités publiques

Les déchets et eaux usées d'origine urbaine peuvent clairement être distingués par leurs modes d'évacuation : en canalisation pour les résidus liquides et en conteneurs pour les déchets solides. Sont également assimilés à cette dernière catégorie tous les déchets fermentescibles issus de grandes surfaces commerciales, des établissements de restauration collective, de l'entretien paysager et du nettoyage des rivières et des lacs.

Les déchets fermentescibles d'origine industrielle se présentent très souvent sous forme humide, car l'eau est soit un agent de fabrication, soit un moyen de refroidissement. Ainsi, l'industrie génère à la fois des effluents pollués et des déchets (refus de fabrication, boues, résidus de séparation, etc.) humides. Ces derniers sont parfois évacués en mélange avec les premiers.

Quelques exemples tirés de l'industrie agro-alimentaire illustrent cette situation :



Abattoirs	
Activités	Déchets produits
Transport des animaux, Nettoyage des camions	Fumiers, pailles et litières diverses, lisiers
Stabulation avant abattage	Foin, fumiers paillés, lisiers
Abattage: Saignée, éviscération, fente Découpe et pesage des animaux	Contenus de panses (matières stercorales), caillots de sang, sciures d'os, phanères (soies de porcs, poils, onglons, cornes ...) Cartilages, oreilles ... Fragments de tissus gras, conjonctifs et musculaux ...
Triperie – boyauderie	Gras, contenus de tripes et de boyaux, tissus conjonctifs ...
Nettoyage des appareils, des locaux, entretien	Sciures et copeaux, balayures diverses
Station de prétraitement des effluents liquides	Déchets solides de prétraitement: Dégrillage Tamisage fin Dégraissage par flottation
Station de traitement (si existante)	Boues d'épuration après préséchage pour manutention

Effluents	Quantité produite	DBO ₅
Purin	Gros bovins et équidés 15 litres/jour Autres 3 litres/jour	15 g/litre
Sang	Gros bovins et équidés 20 litres/tête Porcs, veaux 5 litres/tête Ovins, caprins 1,5 l/tête	0,7 g/kg carcasse 0,4 g/kg carcasse 0,4 g/kg carcasse
Matières stercorales	Gros bovins et équidés 0,167 m ³ /tonne Veaux 0,200 m ³ /tonne Moutons 0,250 m ³ /tonne	{ 0,5/3,5 g/kg carcasse Selon le type de transport et de traitement
Boyauderie		
Triperie (lavage)	Tonnage ± 7000 t/an	6-8 g/kg carcasse
Lavage des cours Lavage des matériels	- -	2 g/kg carcasse
Activités annexes	Désossage Salaison, conserverie Traitement des sous-produits Autres activités	0,5 g/kg carcasse 10 g/kg carcasse 5 g/kg carcasse 5 g/kg carcasse

La plupart des déchets organiques ayant plus de 15% de matières sèches ne présentent pas d'eau libre et sont considérés comme **solides**. Les résidus ayant entre 6% et 15% de matières sèches contiennent de petites quantités d'eau libre ou de fortes concentrations de matières solides en suspension, et peuvent être définis comme **semi-solides**.

Réservée par le passé au traitement de résidus contenant plus de 90% d'eau, la digestion anaérobie a démontré qu'elle était aussi applicable avec succès pour des déchets ayant près de 30% de matières sèches.

2.3 Les systèmes de digestion

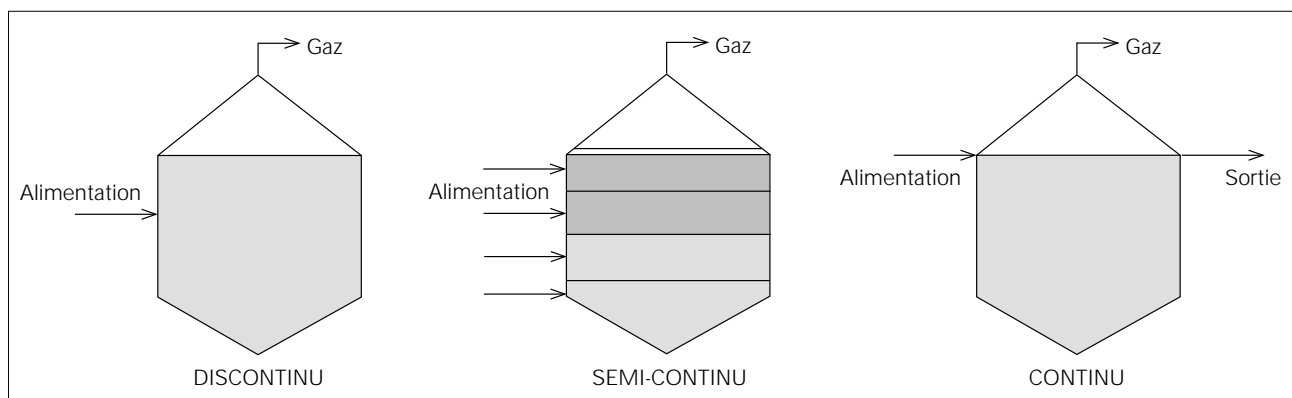
Trois caractéristiques essentielles servent à distinguer les systèmes de digestion :

- le mode d'alimentation du substrat dans le digesteur;
- la voie retenue pour assurer le maintien d'une biomasse importante et un temps de séjour le plus élevé possible pour les microorganismes, et pour améliorer le contact entre la biomasse et le substrat à traiter;
- la séparation des étapes du processus biologique.

Trois **modes d'alimentation** sont à considérer. Dans le premier, le réacteur est complètement rempli de substrat à digérer en une seule opération. C'est l'alimentation en **discontinu** (ou «**batch**»). Une fois l'anaérobiose réalisée, la production gazeuse évolue de façon régulière, mais elle est limitée dans le temps et passe par un maximum, si bien que pour obtenir un débit régulier de biogaz il faut disposer de plusieurs réacteurs en batterie, remplis et vidés à intervalles réguliers. Ce mode d'alimentation utilisé à l'origine pour des déchets agricoles a été repris pour des applications à la méthanisation de déchets ménagers.

Le second mode d'alimentation consiste à remplir progressivement le réacteur durant la digestion, sans retirer de substrat avant la fin du processus. On qualifie cette alimentation de **semi-continue** (ou «**fed-batch**»).

Dans le troisième mode, le substrat est introduit et le produit digéré est extrait de façon progressive et continue, si bien que le volume effectif de biomasse dans le digesteur reste constant; on parle alors d'**alimentation en continu**. Dans la pratique, la plupart des systèmes fonctionnent selon le mode continu.



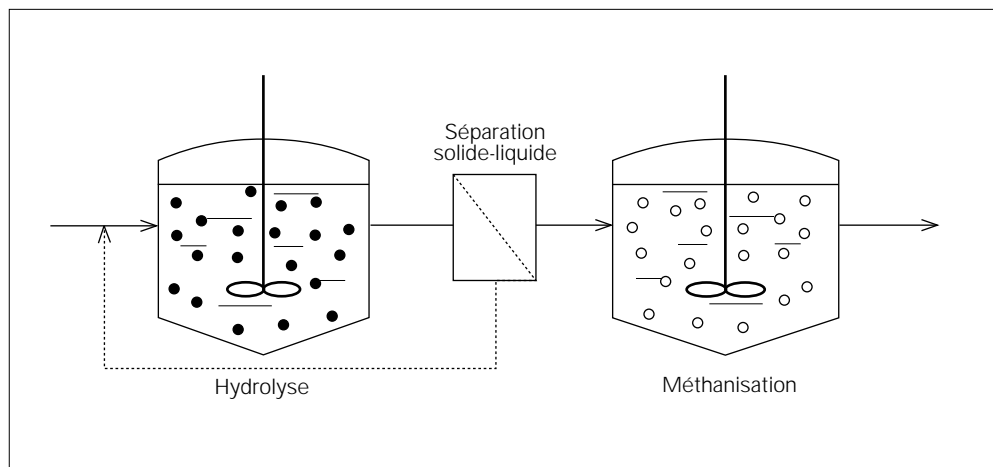
Deux voies sont possibles pour assurer **le maintien de la matière organique** dans le digesteur et **améliorer son contact avec les microorganismes**. La première, qui regroupe les **procédés à cultures libres**, consiste à maintenir élevée la concentration en matière organique, en séparant cette dernière du substrat épuré et en la recyclant, ou en maintenant un lit de boue en partie inférieure du digesteur. La seconde, qui comprend les **procédés à cultures fixées**, met en œuvre des réacteurs dotés d'un matériau support sur lequel les bactéries peuvent se fixer et se développer.

Il est parfois intéressant de réaliser les étapes biologiques dans deux réacteurs distincts. Lorsque les étapes d'hydrolyse et de fermentation sont physiquement séparées de l'étape de méthanisation, on parle d'un **procédé biétape**. L'étape d'hydrolyse est alors dimensionnée de manière à offrir un temps de rétention hydraulique suffisamment élevé pour permettre au processus d'hydrolyse de se développer.

Pour des substrats organiques facilement hydrolysables, ce temps d'hydrolyse est suffisamment court pour que la méthanisation ne puisse se développer dans le réacteur d'hydrolyse (lessivage des méthanogènes).

Lorsque ce temps d'hydrolyse est plus long (> 2 à 3 jours), les méthanogènes peuvent commencer à se développer dans le réacteur d'hydrolyse. De plus, le volume élevé du réacteur d'hydrolyse n'est pas économique.

Il est alors possible de découpler le temps de rétention hydraulique dans le réacteur d'hydrolyse du temps de rétention des matières solides, de manière analogue à ce qui avait été développé pour le réacteur de méthanisation à rétention. On inclut alors une étape de séparation liquide-solide à la sortie de l'étape d'hydrolyse (décanteur lamellaire, centrifugeuse). On réalise ainsi l'hydrolyse des matières solides par le biais d'un temps de rétention élevé des solides. Grâce au temps de rétention hydraulique court, la méthanisation ne peut se développer dans le réacteur d'hydrolyse.



Au contraire, dans un **procédé monoétape**, toutes les étapes biologiques ont lieu dans le même digesteur.

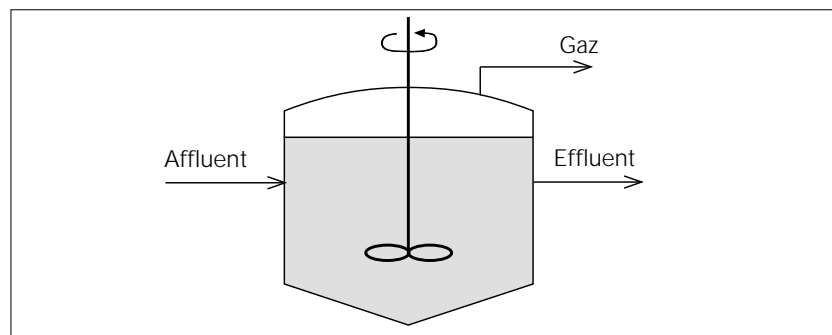
Cette notion ne doit pas être confondue avec celle de **procédé biétage**, au cours duquel les mêmes réactions biologiques se déroulent à l'intérieur de deux digesteurs placés en série.

2.4 Technologie des systèmes de digestion

2.4.1 Procédés de digestion d'effluents

Infiniment mélangé

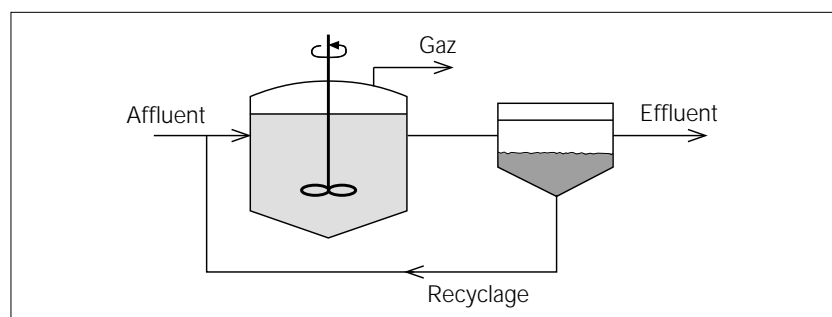
Ces digesteurs sont largement utilisés et considérés comme conventionnels pour le traitement de lisiers en agriculture et pour la stabilisation de boues d'épuration urbaine. Dans ces réacteurs, des dispositifs de brassage maintiennent l'homogénéité du liquide. De ce fait, l'effluent digéré présente la même concentration en microorganismes que dans le digesteur. Par voie de conséquence, le nombre de bactéries perdues par entraînement dans l'effluent augmente avec des taux de charge hydraulique élevés. La mise en œuvre de système infiniment mélangé ne convient pas pour des effluents à forte concentration de matière organique soluble ou contenant des substrats rapidement dégradables.



Contact anaérobie

Directement dérivé des procédés de traitement aérobie, le système contact consiste en un digesteur infiniment mélangé suivi d'un décanteur dans lequel la matière organique active de l'effluent est décantée avant d'être recyclée dans le digesteur. De tels digesteurs présentent en pratique des performances deux fois supérieures à celles d'un simple digesteur infiniment mélangé. Le fait que la décantation externe ne soit pas la mieux adaptée pour des substrats anaérobies a conduit au développement de digesteurs avec décanteur intégré.

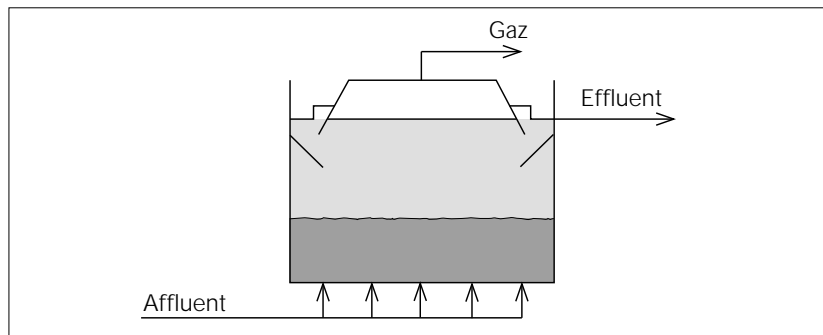
Ce système permet de maintenir une concentration élevée en boues même pour des effluents dont la charge organique est sous forme dissoute.



Lit de boues anaérobies

Les deux systèmes précédents sont basés sur le brassage du contenu du digesteur. On a observé que des granules très denses de biomasse anaérobie active peuvent se former en l'absence de brassage. Ce constat a été à l'origine du développement de la technologie du lit de boue anaérobie à flux ascendant ou UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket). L'affluent est introduit à la base du digesteur et traverse un lit de boues granuleuses. La vitesse du flux ascensionnel doit être relativement faible (0,5 à 1,0 m/h) pour assurer une bonne homogénéité du lit de boues et par conséquent un contact optimum entre l'effluent à traiter et la biomasse active. Ces granules de boues, de 2 à 5 mm de diamètre, se forment plus ou moins rapidement selon la nature du substrat (plus facilement avec des effluents sucrés ou riches en acide gras volatils). Le biogaz produit est collecté en partie supérieure du digesteur. Un dispositif de décantation de l'effluent traité est également présent au sommet du réacteur; il permet de prévenir l'exportation de granules flottants.

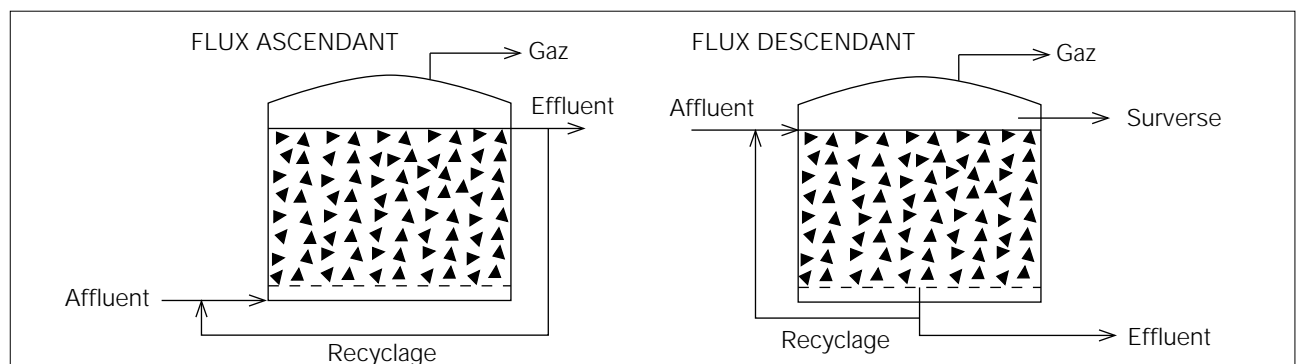
Ce système est capable de traiter des effluents riches en matières organiques solubles mais contenant peu de matières en suspension.



Filtre anaérobie

Ce système repose sur l'adhérence d'un film biologique constitué de microorganismes anaérobies sur un support inerte. Ce dernier est constitué d'une structure statique. De tels digesteurs sont alimentés de bas en haut, on parle alors de flux ascendant, ou de haut en bas, et on parle alors de flux descendant. Le support inerte peut être constitué par des matériaux granulaires ou des matrices modulaires en plastique, charbon, pierre, etc.

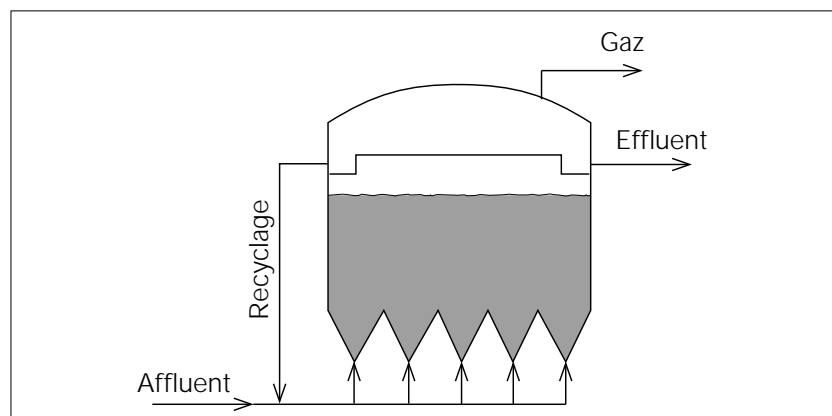
Ce type de digesteur est adapté au traitement d'effluents à charge organique essentiellement dissoute et donc pauvres en matières en suspension pouvant occasionner des colmatages du filtre.



Lit fluidisé ou expansé

Ce système met en œuvre la fixation de biomasse active sur des particules de petite taille de matériau inerte (sable de silice, par exemple) afin de constituer des granules. Ces granules sont maintenus en suspension dans un courant de liquide ascendant constitué par l'injection de l'effluent à traiter, par le recyclage d'une partie de l'effluent ou encore par la recirculation du gaz. L'expansion de boue s'accroît avec l'augmentation de la vitesse ascensionnelle du liquide jusqu'à ce que chaque granule puisse être considéré comme indépendant des interactions de ses voisins. Au-dessous de cette limite, le lit est qualifié d'expansé et au-dessus, il est dit fluidisé. Pratiquement, les vitesses ascensionnelles sont comprises entre 20 et 30 m/h pour les lits fluidisés et entre 5 et 8 m/h pour les lits expansés.

Ce type de digesteur convient pour le traitement d'effluents ne contenant que des substances solubles ou des matières en suspension facilement dégradables. Le développement de cette technique a rencontré d'importantes difficultés quant à la maîtrise des problèmes hydrauliques de fluidisation sur une section du réacteur en liaison avec la production de biogaz.



2.4.2 Procédés de digestion de déchets

Les techniques de digestion utilisées pour le traitement des déchets solides se distinguent en fonction du fait que les diverses phases de la biométhanisation se déroulent dans un [système monoétape] ou deux [système biétape] réacteurs.

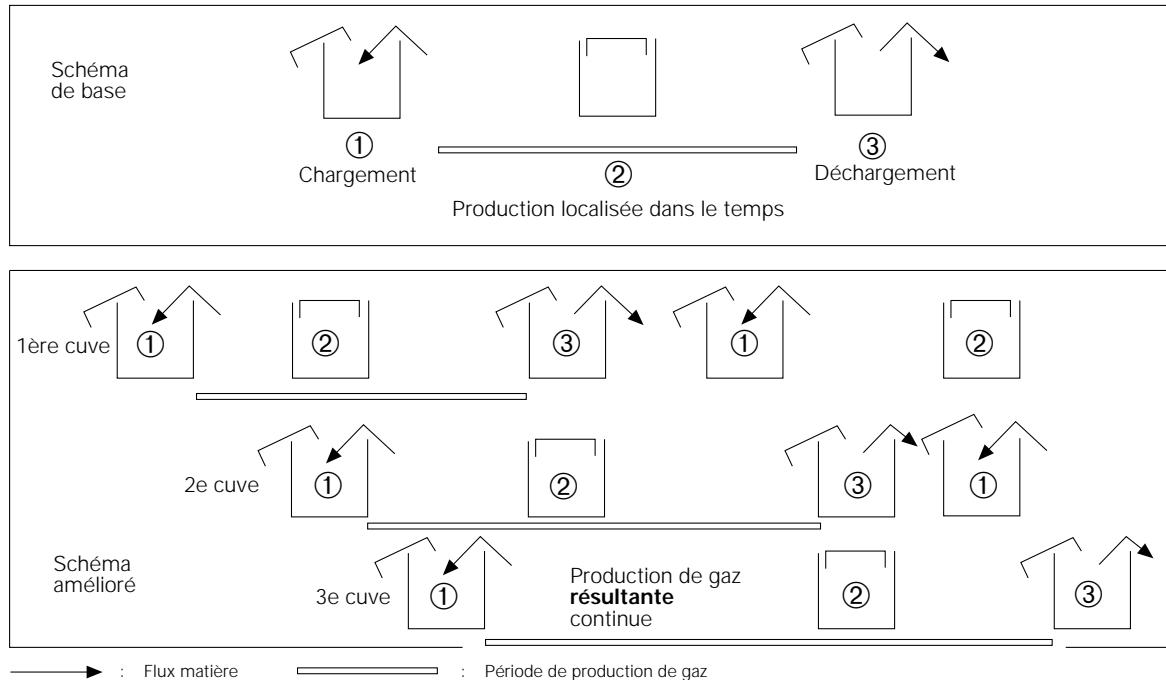
On peut aussi classer les systèmes de digesteurs en fonction du mode d'alimentation et des caractéristiques du substrat solide. Trois catégories sont alors à considérer :

- les systèmes discontinus en phase sèche;
- les systèmes continus en phase sèche;
- les systèmes continus en phase humide.

Systèmes discontinus en phase sèche

Chaque réacteur est complètement rempli de substrat à digérer, en une seule opération. Une fois l'anaérobiose réalisée, la production gazeuse

évolue dans le temps de telle sorte que pour garantir un débit régulier de biogaz il faut disposer de plusieurs réacteurs en batterie, remplis et vidés à intervalles réguliers. Le schéma suivant décrit la procédure d'exploitation de tels systèmes. Ces systèmes fonctionnent à température thermophile ou mésophile. Dans ce dernier cas, ils sont complétés par un post-traitement d'hygiénisation du substrat digéré (compostage, séchage thermique).



Tous les procédés industriels de cette catégorie sont dotés d'une recirculation continue ou séquentielle d'eau de procédé, qui permet d'inoculer le contenu des réacteurs en début de digestion et de prévenir les inhibitions dues à l'accumulation d'acides.

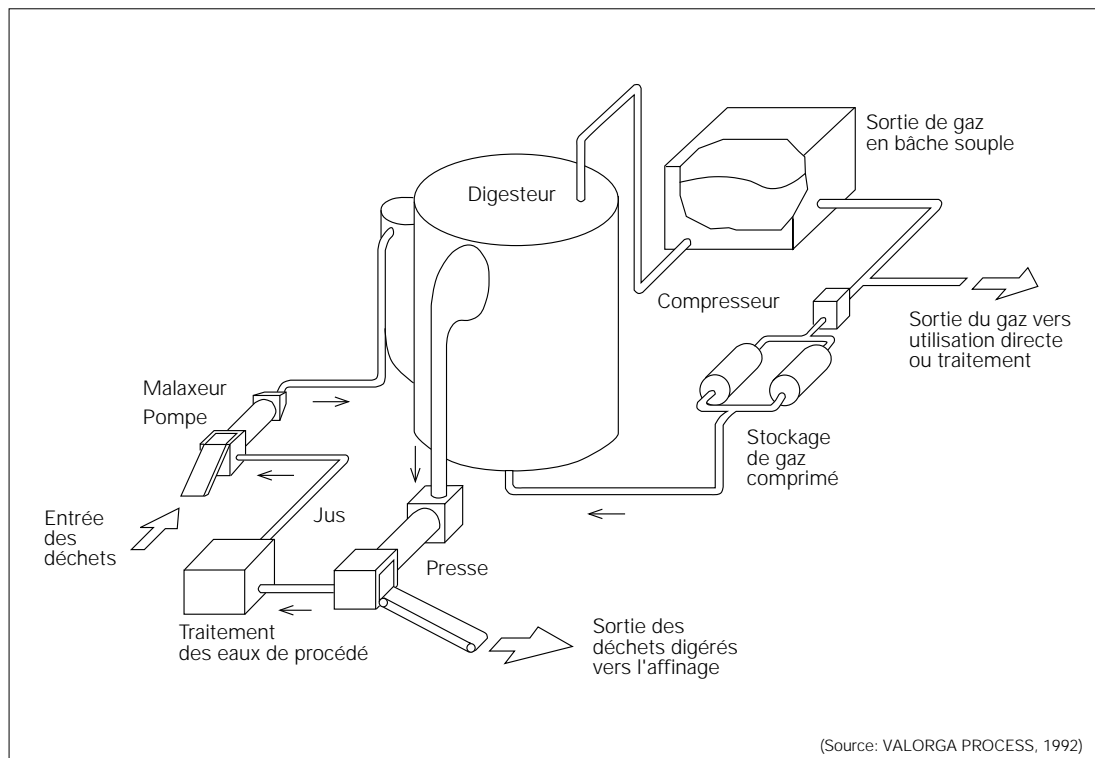
Ces systèmes discontinus peuvent également fonctionner en biétape. L'étape d'hydrolyse et d'acidification se déroule alors dans des réacteurs discontinus. L'eau de procédé, quant à elle, subit une étape de méthanisation dans un réacteur à haut rendement (UASB, filtre anaérobie, par exemple).

Systèmes continus en phase sèche

Les procédés classés dans cette catégorie sont des «digesteurs-pistons» disposés en cuves verticales ou horizontales et fonctionnant à des températures thermophiles ou mésophiles. Les déchets frais sont introduits à une extrémité du réacteur et évacués à l'autre extrémité. Le brassage du substrat dans le digesteur est effectué par un équipement mécanique ou par injection de biogaz comprimé.

Eventuellement, le digesteur ne comporte pas de brassage interne au digesteur, mais un circuit de recirculation et d'inoculation du substrat frais.

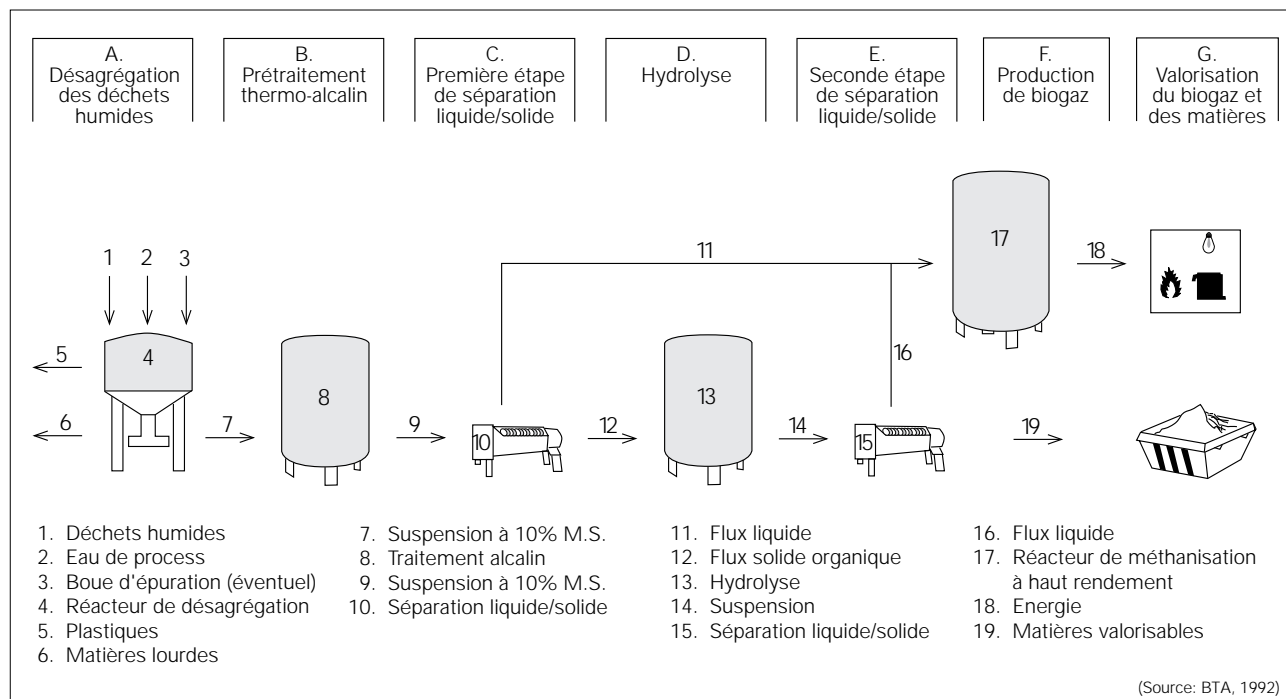
Le schéma suivant présente le fonctionnement d'un procédé mésophile avec brassage par injection de gaz sous pression. Préalablement à leur introduction, les déchets sont broyés et mélangés avec une partie du liquide issu du pressage des déchets digérés; ils atteignent alors et dans le digesteur une teneur en matières sèches de 25-35 %. Après pressage du substrat sortant du digesteur, la teneur en matières sèches est de l'ordre de 55-65 %, et le matériau subit une stabilisation aérobie (affinage).



Systemes continus en phase humide

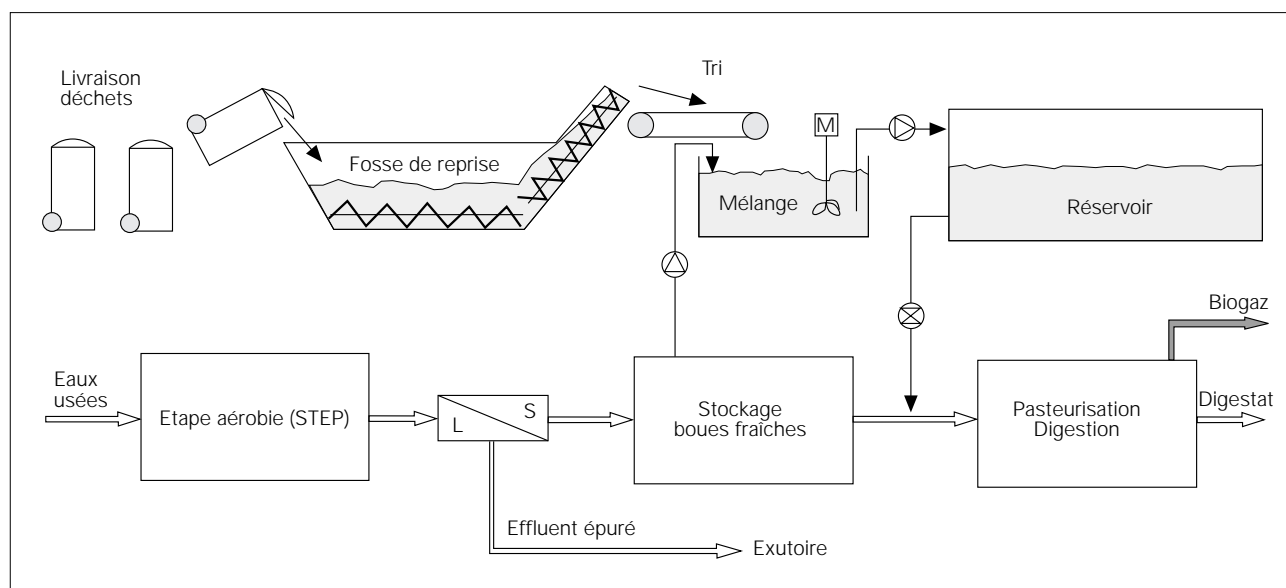
Un seul procédé développé en taille industrielle illustre cette catégorie. Il comporte six étapes de traitement. Les déchets organiques (jusqu'à 35 % de matières sèches) sont introduits dans un réacteur de désagrégation ou pulpeur où ils sont broyés par les forces cisailantes d'un puissant équipement de brassage, ceci sous adjonction d'eau de procédé. La boue qui est ainsi produite a une teneur en matières sèches d'environ 10%. Cette étape permet également d'éliminer des plastiques et des corps lourds et grossiers qui sont indésirables.

Un prétraitement thermique et alcalin des matières ligno-cellulosiques a lieu dans un réacteur approprié. A la suite de cette étape, les flux liquide et solide sont séparés. Le flux liquide est conduit par pompage dans le réacteur de méthanisation, alors que le flux solide est pompé avec un complément en eau dans le réacteur d'hydrolyse. Le substrat y séjourne de 2 à 4 jours et y est mélangé au moyen d'un brasseur. Après cela intervient une nouvelle séparation liquide-solide. Le flux liquide est dirigé vers le digesteur pendant que le flux solide est soumis à un traitement aérobie destiné à la préparation du compost.



2.4.3 Systèmes de codigestion

On parle de codigestion lorsque des boues liquides sont traitées dans des systèmes de digestion de déchets ou, à l'inverse, lorsque des déchets sont traités dans des digesteurs de boues d'épuration. Le schéma suivant illustre le fonctionnement de l'un de ces procédés.



3. Technique des systèmes

3.1	Paramètres de dimensionnement	34
3.1.1	Mesure de la pollution ou de la charge à traiter	34
3.1.2	Paramètre principal : la charge spécifique	35
3.1.3	Temps de rétention	37
3.1.4	Traitement des matières en suspension	38
3.1.5	Rendement gazeux	39
<hr/>		
3.2	Technologie des digesteurs	41
<hr/>		
3.3	Traitements périphériques	44
3.3.1	En amont de la méthanisation	45
3.3.2	En aval de la méthanisation	48
<hr/>		
3.4	Mise en service, conduite et suivi	50

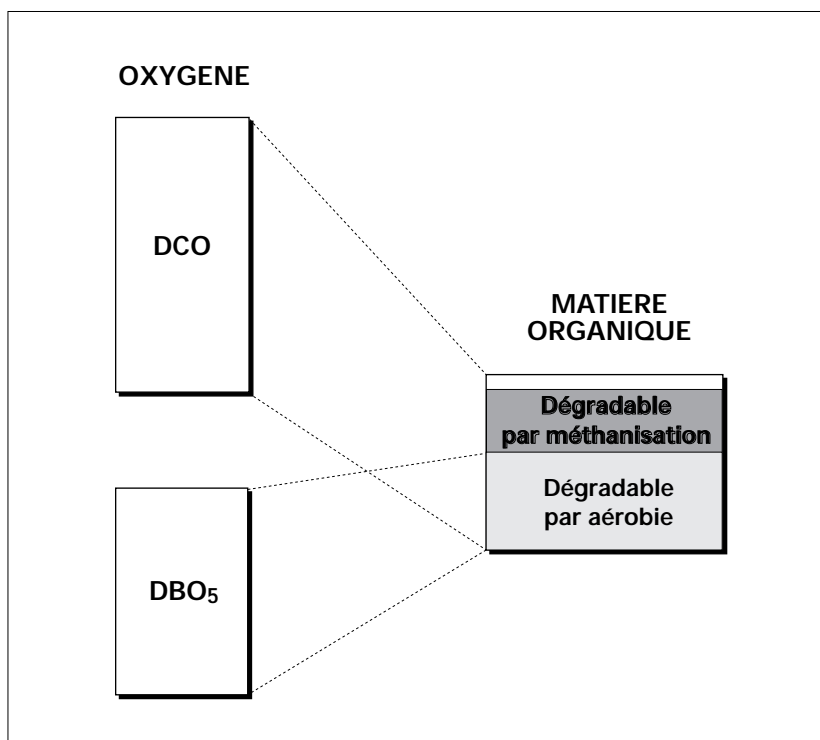
Le fonctionnement d'un digesteur peut être optimisé en fonction de deux grandeurs, premièrement en vue d'assurer la dégradation la plus complète possible des composés organiques du flux de substrat, et deuxièmement afin d'obtenir la plus forte production gazeuse possible. Pour une installation industrielle, la dégradation des composés organiques constitue le plus souvent le facteur déterminant, alors que des considérations économiques peuvent également amener à la prise en compte de la production de méthane comme facteur de dimensionnement.

3.1 Paramètres de dimensionnement

3.1.1 Mesure de la pollution ou de la charge à traiter

La quantité de matière polluante dans les effluents ou la charge organique des déchets entrant dans le réacteur de méthanisation se mesure respectivement en **kg de DCO** ou en **kg de MV**.

La **DBO** (DBO_5), communément utilisée pour le dimensionnement des systèmes aérobies (boues activées, ...) n'a dans le cas de la méthanisation qu'une valeur indicative puisqu'elle est représentative de la matière organique biodégradable dans des conditions aérobies.



Dans les conditions anaérobies propres à la méthanisation, les métabolismes des microorganismes impliqués sont fondamentalement différents. Certains composés dégradables par voie aérobie ne le sont pas en anaérobie (composés ligno-cellulosiques par exemple). A l'inverse, une foule de composés difficilement dégradables par voie aérobie peuvent être décomposés en anaérobie. Il suffit, pour s'en convaincre, d'observer que le rendement d'épuration peut atteindre dans certains cas des valeurs supérieures à 90% en DCO alors que la DBO ne représente que la moitié de la DCO entrante.

La DCO et la MV sont représentatives de la quasi-totalité de la matière organique présente dans l'effluent à traiter et constituent ainsi de bons indicateurs de la pollution ou de la charge à traiter.

3.1.2 Paramètre principal: la charge spécifique

Le paramètre principal de dimensionnement est la charge spécifique en DCO ou en MV; il s'exprime de la manière suivante:

kg DCO / m³ · jour ou **kg MV / m³ · jour**.

Pour une certaine charge à traiter, en kg DCO/jour ou en kg MV/jour, le choix d'une charge donnée implique immédiatement un **volume de réacteur**. La charge admissible dépend principalement de la conception technique du digesteur et, dans une moindre mesure, du substrat et de sa biodégradabilité.

Comment la construction du réacteur influence-t-elle la charge admissible ?

Le paramètre biologique fondamental est la DCO dégradée ou la MV dégradée, par unité de biomasse et par unité de temps, qui s'exprime ainsi:

kg DCO dégradée / kg de biomasse · jour

ou

kg MV dégradée / kg de biomasse · jour.

Grossièrement, ce rendement est indépendant du réacteur utilisé et, de manière générale, des conditions techniques de mise en œuvre de la croissance microbienne. Il dépend surtout des conditions biologiques :

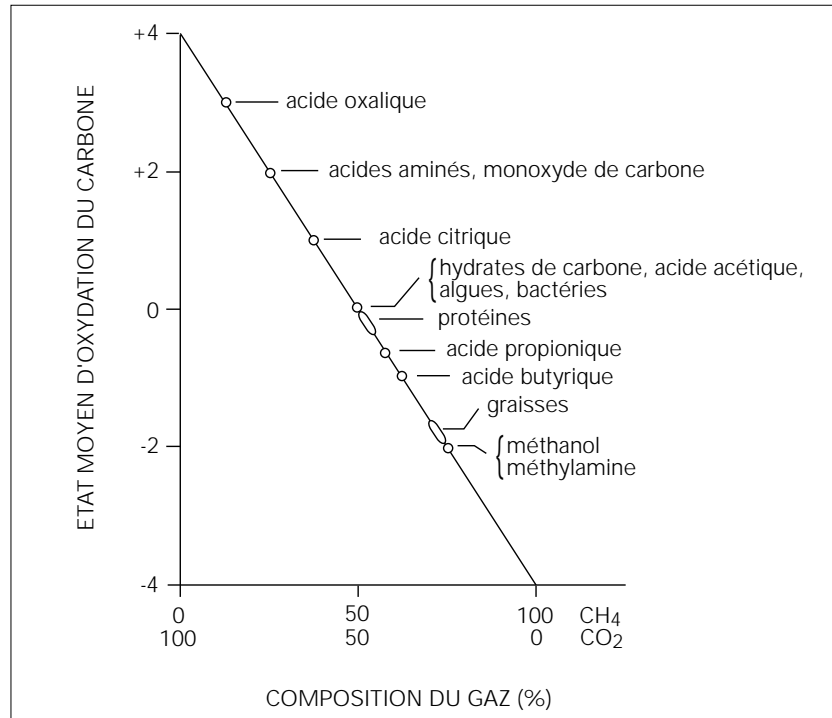
- type de substrat (température, pH, alcalinité, etc.);
- qualité de la matière organique à dégrader (inhibiteurs, ...);
- activité de la biomasse.

Le rendement journalier de dégradation est lié à la **composition chimique** de la matière organique, dans laquelle toutes les liaisons ne sont pas également aptes à subir une dégradation complète. C'est ainsi par exemple que les graisses présentent un taux de dégradabilité nettement supérieur à celui de l'hémicellulose, de la cellulose ou même des protéines.

D'autre part, le rendement de dégradation est influencé par la vitesse de dégradation des différents composants du substrat. Les bactéries décomposeront beaucoup plus rapidement des graisses que de l'albumine, de la cellulose ou de l'hémicellulose. On devra par exemple prévoir que les effluents d'une industrie laitière seront plus rapidement et plus complètement épurés que ne le seront ceux d'une industrie papetière ou d'une fabrique de carton.

C'est pourtant **l'état de la matière** qui sera déterminant pour fixer le rendement de dégradation. Des substances dissoutes pourront être beaucoup plus rapidement métabolisées par des bactéries que des substances particulaires. La liquéfaction, autrement dit l'hydrolyse des matières solides est, dans la chaîne de dégradation anaérobie, l'étape qui, sans conteste, détermine la vitesse de dégradation.

Le tableau suivant présente la composition du biogaz en fonction de l'état moyen d'oxydation du carbone dans le substrat. Ces valeurs sont à considérer en tenant compte d'une hypothèse de minéralisation complète du substrat (pas de formation de biomasse).



Ainsi qu'on l'a vu au chapitre précédent, les divers systèmes de réacteurs utilisés pour le traitement des eaux usées diffèrent principalement de par leur mode de rétention de la biomasse, qui conduit à des concentrations différentes de biomasse dans le réacteur; on l'exprime par :

$$\text{kg de biomasse} / \text{m}^3 \text{ de réacteur.}$$

Pour un même effluent, chaque type de réacteur va donc manifester une capacité apparente de digestion différente, exprimée par la relation suivante :

$$\frac{\text{DCO dégradée}}{\text{kg de biomasse} \cdot \text{jour}} \cdot \frac{\text{kg de biomasse}}{\text{m}^3 \text{ de réacteur}} = \frac{\text{DCO dégradée}}{\text{m}^3 \text{ de réacteur} \cdot \text{jour}}$$

$$\text{Activité spécifique de la biomasse} \cdot \text{Concentration en biomasse fonction du réacteur} = \text{Rendement volumique paramètre global du procédé}$$

Il en découle la notion très voisine de charge en DCO :

$$\text{Charge} = \frac{\text{DCO entrante}}{\text{m}^3 \text{ de réacteur} \cdot \text{jour}} = \frac{F \cdot C_0}{V}$$

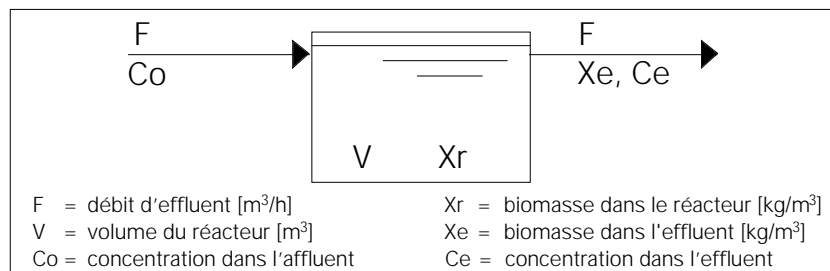
Dans le cas de la digestion de déchets solides, on ne peut influencer la concentration en biomasse que de façon limitée. La seule possibilité réside dans la recirculation de substrat digéré; le système est alors comparable à un procédé contact anaérobie. Les digesteurs de déchets pourront pourtant être nettement plus chargés que les mêmes réacteurs traitant des effluents.

Le tableau suivant donne quelques valeurs représentatives de charges pour les différents types de digesteurs :

Infiniment mélangé	2 kg DCO/m ³ · jour	volume relatif: 20
Contact anaérobie	5 kg DCO/m ³ · jour	volume relatif: 8
Lit de boues anaérobies	10 kg DCO/m ³ · jour	volume relatif: 4
Filtre anaérobie	10 kg DCO/m ³ · jour	volume relatif: 4
Lit fluidisé ou expansé	40 kg DCO/m ³ · jour	volume relatif: 1
Déchets solides sans recirculation du substrat	8 – 13 kg MV/m ³ · jour	
Déchets solides avec recirculation du substrat	18 – 30 kg MV/m ³ · jour	

3.1.3 Temps de rétention

Le dimensionnement selon un critère de la charge spécifique est souvent suffisant, mais il est incomplet. En effet, le paramètre de charge organique suppose qu'une certaine concentration de biomasse soit stabilisée dans le réacteur avec une activité biologique donnée.



Le processus ne se déroule pas nécessairement ainsi. Pour le préciser, il faut introduire la notion de **temps de rétention hydraulique (TRH)** :

$$\text{TRH} = \frac{V}{F} \text{ [jours]}$$

Lorsque le réacteur est complètement mélangé, cette relation vaut également pour le **temps de rétention de la biomasse (TRB)** :

$$\text{TRB} = \frac{V \cdot X_r}{F \cdot X_e}$$

Il existe une compétition permanente entre la croissance microbienne dans le réacteur, qui crée la biomasse, et la perte de biomasse dans l'effluent. Mathématiquement, lorsque le procédé est stationnaire, cette compétition s'écrit :

$$\mu \cdot X_r \cdot V = F \cdot X_e$$

croissance microbienne = perte de biomasse dans l'effluent

$$[1/h \cdot kg/m^3] = [m^3/h \cdot kg/m^3] = [kg/h]$$

où μ est appelé taux de croissance [1/h].

En présence d'eaux usées diluées, la charge volumique peut correspondre effectivement aux valeurs recommandées; cependant, du fait des faibles concentrations en matière organique, le temps de séjour devient très court et le risque existe d'un «lessivage» de la biomasse. Dans les digesteurs dits à «haute performance», la rétention de la biomasse est de ce fait indispensable. La plupart des bactéries anaérobies ont des temps de doublement compris entre un et plusieurs jours, si bien qu'un lessivage ne peut que se produire avec un TRH de quelques heures. En méthanisation des déchets solides, il n'est guère possible de réaliser une rétention des bactéries, si bien que les temps de séjour sont toujours plus longs (15 à 25 jours) qu'en digestion d'effluents industriels contenant des substances dissoutes. Le temps de séjour minimal est alors déterminé par la plus lente des étapes de dégradation : l'hydrolyse.

3.1.4 Traitement des matières en suspension (MES)

MES organiques

En pratique, on ne rencontre pas simplement des déchets solides ou des effluents dissous. En règle générale, il s'agit toujours de substrats intermédiaires, c'est-à-dire des eaux usées contenant une plus ou moins grande proportion de matières solides organiques. Dans des cas particuliers, il faudra déterminer si l'on veut fixer le temps de séjour en fonction de la durée de l'hydrolyse (réacteurs infiniment mélangé ou contact), ou si l'on préfère séparer au préalable les matières solides pour les soumettre à une étape d'hydrolyse séparée (système biétape).

Si, dans le digesteur, l'afflux de matières solides est supérieur à la capacité de dégradation par hydrolyse, les matières solides vont alors s'accumuler dans le réacteur, gênant l'activité de la biomasse et conduisant à une obstruction rapide du digesteur.

MES minérales

Les MES minérales devront autant que possible être séparées lors du prétraitement. Des équipements de tamisage, dessablage pour les liquides, ainsi que de tri mécanique pour les déchets solides permettent cette séparation avec de bons rendements.

Les réacteurs de type contact anaérobie acceptent des matières minérales pour autant que le brassage du digesteur évite leur décantation en fond de réacteur. On court néanmoins le risque de séparer préférentiellement les matières minérales dans le clarificateur, en lieu et place des matières organiques, ce qui conduit à un remplacement progressif de la biomasse active par de la matière inerte. L'accumulation de chaux dans les digesteurs de sucrerie est un cas typique.

Les réacteurs à biomasse fixée (lits de boues, filtres) supportent relativement mal les matières minérales ou inertes, qui s'accumulent dans le volume réactionnel et finissent par le colmater.

De plus, la matière minérale ou inerte n'est pas obligatoirement apportée par l'effluent à traiter, mais peut être créée par précipitation dans le

réacteur. Il convient de se méfier des eaux contenant de fortes concentrations en carbonates notamment. Des exemples sont connus de filtres anaérobies à garnissages colmatés par la précipitation du carbonate après deux à trois ans de fonctionnement sur des eaux de laiterie.

3.1.5 Rendement gazeux

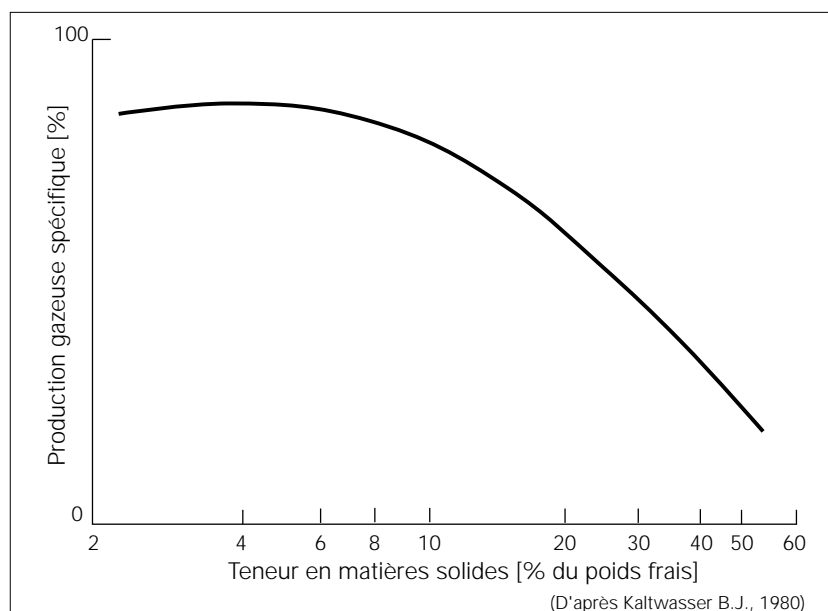
La production de biogaz dépend pour l'essentiel de trois facteurs qui sont : la composition du substrat, la température de digestion et le temps de séjour.

Composition du substrat

Comme on l'a déjà mentionné, toutes les substances ne présentent pas la même vitesse ni le même taux de dégradation. Ce dernier définit le rendement gazeux, c'est-à-dire la quantité de gaz produite par unité de substance organique ajoutée ($[m^3/kg\ DCO]$, respectivement $[m^3/kg\ MV]$).

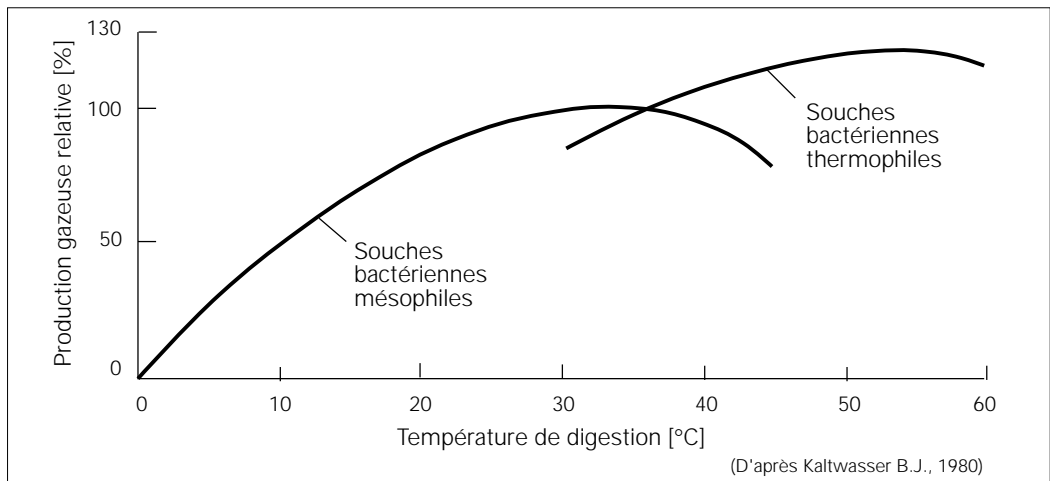
Plus un substrat est facilement et complètement dégradable, plus il formera de gaz dans un temps donné. En outre, le rendement gazeux est influencé par la présence de substances inhibitrices. Les sels peuvent notamment réduire le rendement gazeux. La teneur en matière sèche joue également un certain rôle. Au-dessus d'environ 9-12% MS, le rendement gazeux commence à fléchir; au-delà de 35-40% MS, le processus de dégradation est pratiquement paralysé, car la teneur en eau critique pour la croissance bactérienne est alors dépassée. D'un point de vue énergétique, on ne s'intéresse en fait qu'à la production de méthane, et on définit alors le rendement en méthane ($[m^3/kg\ DCO]$, respectivement $[m^3/kg\ MV]$). La proportion de méthane dans le biogaz est également dépendante de la composition du substrat. De fait, la composition du biogaz dépend de l'étape d'oxydation moyenne.

La figure suivante illustre l'influence de la teneur en matières solides sur la production gazeuse.



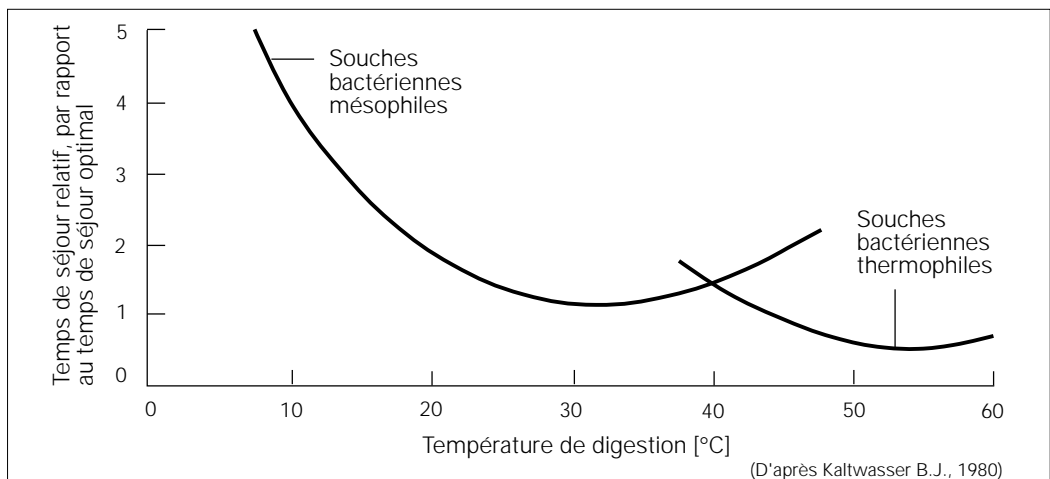
Température de digestion

Le rendement gazeux s'accroît également lorsque la température augmente, si bien qu'on peut clairement distinguer le régime mésophile (25-45°C) du régime thermophile (50-65°C). Une augmentation de la température provoque dans tous les cas un accroissement du rendement gazeux et de la production brute de gaz. Dans les plages supérieures de température, les besoins en énergie de réchauffage augmentent plus rapidement que la production de gaz, si bien que la production énergétique nette tend à décroître. La figure suivante illustre l'influence de la température sur la quantité de gaz récupérable, en référence aux températures optimales.



Temps de séjour

Des temps de séjour croissants conduisent aussi à des augmentations du rendement gazeux. Comme on l'a vu précédemment, le temps de séjour n'est que rarement optimisé sur des réacteurs à haute performance dans le but d'améliorer la production gazeuse, mais bien plutôt en fonction du rendement de dégradation. La production gazeuse joue un rôle plus important dans la méthanisation des déchets solides, où les temps de séjour sont de toute façon plus longs. Pour illustrer l'interdépendance des facteurs déterminant la production de gaz, la figure suivante présente l'influence de la température sur le temps de séjour optimal.



3.2 Technologie des digesteurs

Construction de la cuverie

Traditionnellement, les digesteurs anaérobies étaient de grande capacité et construits en béton armé. Outre le coût de construction pour de petites unités, se posait le problème de la protection du béton contre la corrosion à la séparation des phases substrat – gaz. Dans cette zone, le risque de voir le béton endommagé en très peu de temps est important. Même les pièces métalliques réalisées en acier inoxydable 1.4435 ne résistent pas dans cette ambiance. La solution consiste à revêtir le béton d'une résine époxy ou de le recouvrir de plaques en polyéthylène, et à ne réaliser que des pièces d'équipement en matériaux non métalliques.

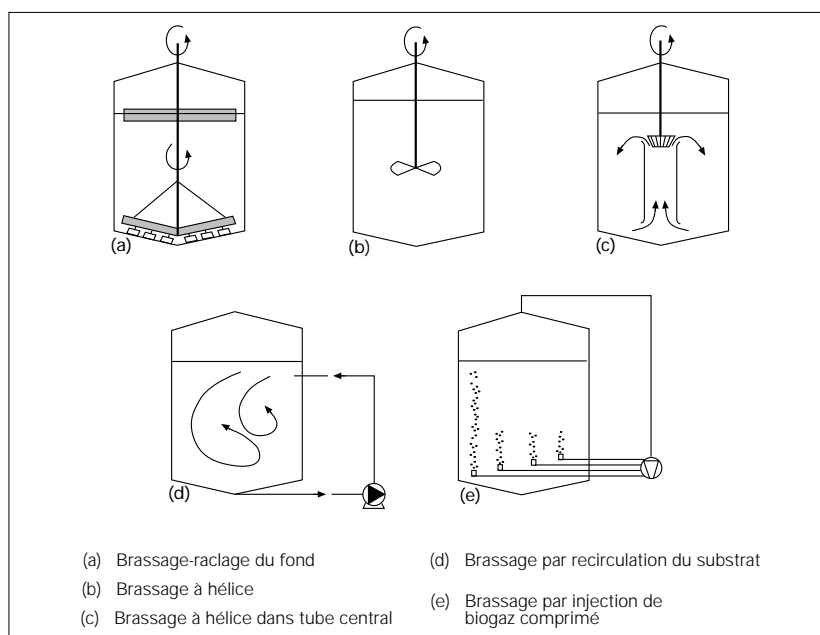
Pour des raisons économiques, la plupart des digesteurs industriels sont maintenant constitués de réservoirs préfabriqués en acier. Le matériau utilisé est essentiellement l'acier inox 1.4435, dans des épaisseurs de l'ordre de 5 mm, les pressions de service étant comprises entre -10 et $+30$ mbars. Ces digesteurs préfabriqués présentent des capacités de l'ordre de $100-500$ m³.

Isolation

L'isolation thermique du digesteur est réalisée au moyen de plaques de fibres minérales protégées par un bardage métallique, par de la mousse de polyuréthane projetée sur l'extérieur des parois du digesteur, ou par tout autre matériau d'isolation résistant à l'humidité (sauf si le réacteur est disposé dans un bâtiment).

Brassage

Le mélange du substrat à l'intérieur du digesteur peut être réalisé par l'un ou l'autre des systèmes présentés schématiquement ci-dessous. Pour l'essentiel, ces dispositifs reposent sur un brassage mécanique, sur la recirculation du substrat ou sur un brassage hydraulique au biogaz :



Alimentation et sortie

L'alimentation et l'extraction du substrat nécessitent des systèmes fiables, d'entretien facile, et qui évitent la création de passages préférentiels dans le digesteur.

L'alimentation d'un digesteur de type UASB est ainsi réalisée par un système sophistiqué de tuyauterie recouvrant l'ensemble du fond du digesteur. Il en résulte une distribution uniforme de l'effluent à traiter, ceci grâce à la multiplication des points d'injection. L'homogénéité du système d'alimentation est garantie par la définition de la perte de charge dans les orifices d'injection; un diamètre minimal d'ouverture doit cependant être assuré pour prévenir le risque de colmatage. Dans un réacteur UASB, l'effluent digéré est déversé à une hauteur importante (4,5 m) par rapport au réseau d'alimentation; il peut donc être évacué par gravité, ce qui simplifie passablement le circuit hydraulique.

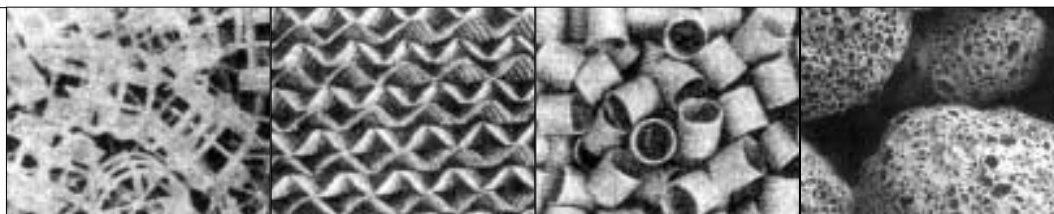
Les digesteurs de type filtre anaérobie à flux descendant sont équipés d'un système de distribution de l'eau usée qui assure une distribution uniforme sur toute la section droite du réacteur. L'effluent traité sort du digesteur au travers d'un déversoir et d'un joint hydraulique destiné à éviter des fuites de biogaz.

Les systèmes de digestion de déchets solides en phase sèche relèvent d'un fonctionnement à effet piston. Certains de ces digesteurs sont dotés de parois intérieures destinées à éviter le départ immédiat du substrat fraîchement introduit. Selon les techniques, l'alimentation et l'extraction du substrat se font par des dispositifs mécaniques (pompe à succion et vis d'extraction) ou hydrauliques (mise en pression et dépression du digesteur au moyen de biogaz).

Rétention de la biomasse

Dans les réacteurs à lit de boue de type UASB, la rétention se fait par la sédimentation. La granulation de la base est réalisée sans matériau de support. Les granules sont donc des agglomérations de boues, qui se forment sous certaines conditions. La granulation de la boue permet d'obtenir des vitesses de sédimentation élevées.

Les digesteurs équipés de garnissages intérieurs mettent en œuvre des supports plastiques, métalliques (treillis, minéraux, sable, Leca) ou synthétiques (mousse de polyuréthane, anneaux de polyamide, fibres de polyester), dont quelques exemples figurent ci-après :

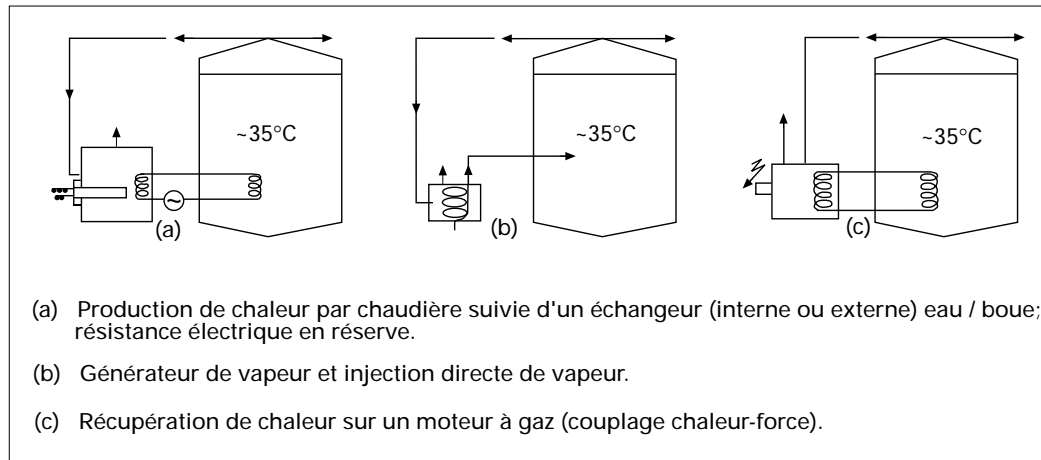


Type	HIFLOW	PLASDEK	FLOCOR	SIRAN
a [m ² / m ³]	65	148	150	30 000
ε [%]	96,5	96	97	70

a : surface spécifique
ε : volume de vide

Chauffage et régulation de la température

La plupart des digesteurs d'eaux usées sont maintenus en température (30-40° / 50-60°) par circulation d'eau chaude sur un échangeur de chaleur eau-boue, externe ou interne au digesteur. L'eau chaude est produite par chaudière ou récupération de l'énergie thermique de moteurs ou de couplages chaleur-force fonctionnant au biogaz. Certains systèmes utilisent une injection directe de vapeur, ce qui présente l'avantage d'un transfert direct de la chaleur et évite de recourir à un échangeur.



Le bilan énergétique est un élément important lors du choix du système et de la détermination des conditions opératoires. Certains réacteurs infiniment mélangés peuvent consommer 50% et plus de l'énergie produite, si l'isolation n'est pas optimale ou si l'on y traite des effluents à forte teneur en eau. Une analyse énergétique complète est nécessaire de cas en cas, mais le réchauffage du substrat reste le facteur le plus déterminant. Le tableau suivant donne le résultat d'un tel bilan pour des conditions de fonctionnement données à titre d'exemple.

Besoins énergétiques d'un digesteur conventionnel	
(infiniment mélangé, mésophile, charge polluante: 1,6 kg DCO/m ³ · j, teneur en MS: 5%, température de l'effluent: + 15°C, température ambiante: air -8°C min., sol: + 3°C min)	
Composante	Consommation, en % de l'énergie produite
Réchauffage effluent	11 - 15
Pertes de chaleur	7 - 9
Brassage et pompage	2 - 3
Equipements divers	2 - 3
Total	22 - 30
(D'après Chynoweth D.P., 1991)	

Circuit de soutirage du biogaz

Indépendamment du réseau acheminant le biogaz produit vers son stockage et sa valorisation, divers équipements de contrôle et de sécurité sont directement liés au digesteur. Il s'agit notamment :

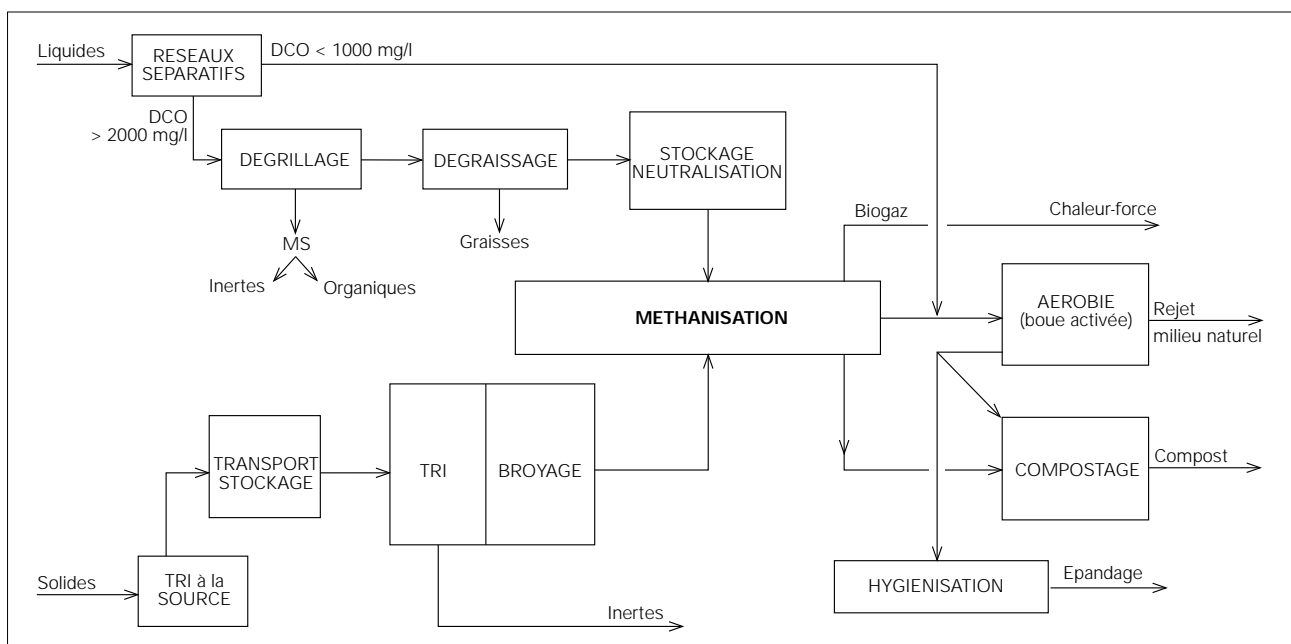
- du pot de séparation de l'eau de condensation, avec dans certains systèmes un dispositif pour combattre la formation de mousse;
- du dispositif permettant d'éviter la mise en dépression du digesteur, ou « casse-vide »;
- d'un dispositif contre la surpression assurant l'évacuation du biogaz en cas de non-utilisation.

La collecte s'opère dans le dôme du digesteur ou, dans les systèmes de type UASB, dans des séparateurs standardisés en tête du réacteur. En règle générale, plus de 90% de la production théorique est récupéré. Les pertes sont principalement dues à la solubilité du gaz dans l'effluent, sous certaines conditions de pression et de température.

3.3 Traitements périphériques

Une fraction non négligeable des déchets organiques énergétiques peut s'avérer réfractaire à la digestion anaérobie. Des procédés de prétraitement physiques, chimiques ou biologiques seront d'une importance primordiale en vue d'assurer l'efficacité des traitements par méthanisation. De même, les produits issus du digesteur doivent être conditionnés de façon à en garantir la valorisation et à en réduire les éventuelles nuisances.

Le schéma suivant donne un aperçu global de l'intégration de la méthanisation dans les filières de traitement des déchets solides et des effluents :

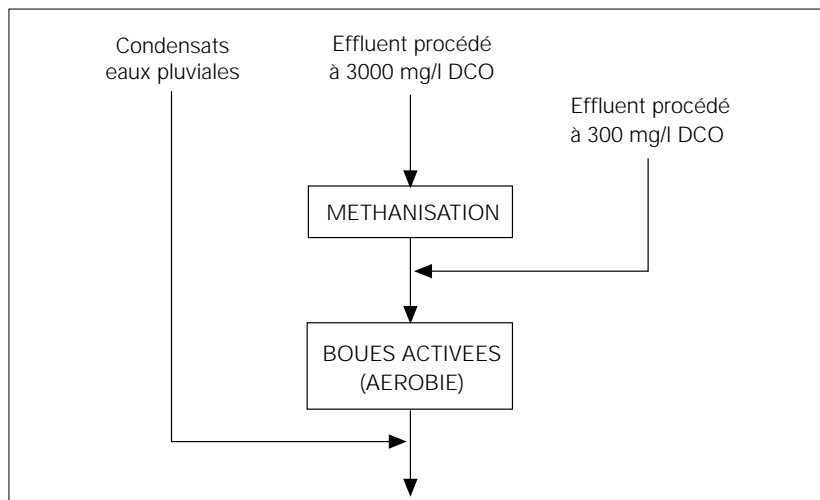


3.3.1 En amont de la méthanisation

Effluents

Les eaux résiduaires industrielles en sortie d'usine sont très souvent constituées par un mélange d'eaux usées provenant de différentes étapes du processus de fabrication. La qualité (concentration en DCO notamment) peut être très variable d'un effluent à l'autre, et nécessiter un traitement spécifique.

Le schéma suivant propose une voie de traitement techniquement et économiquement adaptée à trois types d'effluents d'un processus industriel.



Le prétraitement des effluents à l'amont du digesteur comporte les étapes suivantes :

Séparation

Les matières solides minérales pouvant s'accumuler dans les digesteurs doivent être séparées par décantation, dégrillage ou tamisage (tamis rotatif).

Dans les réacteurs de type UASB, les matières en suspension doivent être éliminées, car les temps de séjour dans ces réacteurs (de l'ordre de quelques heures) ne permettent pas la dégradation de la DCO particulaire. La présence de ces matières est également susceptible de provoquer la désagrégation des granules et la dilution du lit de biomasse.

Pour les digesteurs mettant en œuvre des systèmes de rétention de la biomasse, l'accumulation de graisses peut occasionner d'importants risques de colmatages.

Lorsque ces graisses se présentent sous forme d'amas épais (eaux usées d'abattoirs par exemple), des systèmes de dégrillage équipés de dispositifs anticolmatage (lavage à l'eau chaude) seront utilisés. Sur des eaux contenant des graisses sous forme plus dispersées, des équipements classiquement employés en traitement des eaux peuvent être mis en œuvre, dès 200 mg/l de graisse.

Stockage tampon

Afin d'alimenter le digesteur avec un débit constant sur 24 heures, un volume tampon doit être prévu de façon à absorber et à régulariser les pointes de débits d'eaux usées.

Ce stockage sert également à corriger et à homogénéiser la température de l'effluent afin de l'amener aux conditions optimales de température du digesteur. Ceci peut se faire par échange de chaleur entre l'effluent et l'affluent du digesteur, par échange eau/affluent (l'eau étant réchauffée grâce au biogaz produit), ou encore par injection directe de vapeur. Des installations exploitées à une température sous-optimale (20-25°) peuvent fonctionner à une charge volumique réduite.

Adjonction-corrrection

L'adjonction de nutriments est parfois nécessaire pour maintenir ou réaliser un équilibre nutritionnel adapté à la croissance de la biomasse. A cause de la production réduite de boue en excès dans les procédés anaérobies, le besoin en éléments nutritifs est nettement moins important que dans un système aérobie de capacité comparable. Les éléments les plus souvent employés sont N, P, S, Fe, Ni et Co.

La valeur optimale de pH pour la méthanisation se situe entre 6,5 et 7,5. Les effluents industriels et notamment agro-alimentaires peuvent requérir une correction de pH. En effet, certains effluents incluent des eaux acides ou basiques (provenant par exemple de lavages de cuves avec des détergents alcalins). La plage de pH de ces effluents agro-industriels se situe entre 3 et 12. La correction de pH s'effectue au moyen de réactifs acides ou basiques; la possibilité de corriger le pH doit toujours demeurer réalisable, bien qu'elle ne soit, la plupart du temps, pas nécessaire.

Déchets solides

Les critères de qualité auxquels sont soumis les composts sont tels que le produit final issu de la méthanisation comme du compostage doit pour ainsi dire être exempt de polluants. Pour ce faire, seule la **séparation à la source** des déchets fermentescibles et leur collecte sélective constituent le moyen de parvenir à cette exigence de qualité. Un **tri manuel** sur une bande transporteuse défilant à faible vitesse, intervenant après la réception et avant le broyage des déchets permet encore d'écarter les éléments indésirables qui pourraient malgré tout se trouver dans ces déchets. Un système de **tri hydraulique**, par décantation et flottation, repris de la technologie papetière, permet dans l'un des procédés industriels de digestion actuellement opérationnels, de mettre en suspension des déchets organiques dans une cuve alimentée par charge, et équipée en son centre d'un puissant mélangeur-déchetteur. A la fin de la séquence de brassage, les matières flottantes (plastiques) sont récupérées au moyen d'un peigne immergé et évacuées. Les inertes (pierres, verres, piles, objets métalliques, etc.) qui décantent en fond de cuve, sont extraits par un sas.

Le prétraitement des déchets ainsi triés, de même que des fractions organiques collectées sélectivement, se poursuit en vue de réduire la

granulométrie des éléments fermentescibles et de les homogénéiser; il s'agit de la **fragmentation**.

La fragmentation regroupe tous les équipements qui concassent, broient, dilacèrent et déchiquettent les déchets.

Les matériels de déchiquetage sont les plus utilisés car ils réduisent les risques de pollution par des métaux lourds. Deux principaux types d'appareils entrent dans cette catégorie: la cisaille rotative et le trommel déchiqueteur. Une cisaille rotative est constituée d'une trémie d'alimentation au fond de laquelle deux arbres tournent en sens opposé l'un de l'autre et à des vitesses lentes et différentes; ces arbres sont équipés de couronnes dentées et sont entraînés par des moteurs hydrauliques. Le trommel déchiqueteur est un crible rotatif cylindrique équipé de lames à orientation centripète qui permettent de déchiqueter les déchets; il effectue simultanément un déchiquetage et un criblage des produits et il est caractérisé par une lente vitesse de rotation (de l'ordre de 5 à 7 t/min).

Quant aux équipements de broyage, le matériel le plus utilisé est le broyeur à marteaux. Il est constitué d'un capotage fixe à l'intérieur duquel tournent un ou plusieurs rotors à axe horizontal ou vertical. Sur l'axe du rotor sont fixés des disques en acier qui sont munis de marteaux disposés à leurs périphéries et tournant librement autour de leurs axes de fixation. Les produits broyés passent au travers de grilles lorsque leur granulométrie est suffisante.

Autres prétraitements

Diverses techniques ont été élaborées afin de régler les difficultés liées à la digestion de certains substrats cellulotiques. La plupart de ces procédés visent à obtenir la saccharification de ces substrats. Ils sont résumés dans le tableau suivant (d'après Tsao G.T., 1987).

Effets escomptés				
Procédé	Lignine	Cellulose	Taux d'hydrolyse de la cellulose	Coûts Commentaires
Traitement alcalin	Dissolution	Gonflement	Hausse prévisible pour l'ensemble des hydrolyses acide et enzymatique	Extraction préalable d'hémicellulose souhaitable sinon coûts en alcalis
Traitement au bioxyde de soufre	Dissolution	Effet limité	Hausse prévisible pour l'hydrolyse enzymatique	Pas souhaitable en méthanisation et en traitement aérobie
Délicnification aux solvants	Dissolution	Aucun effet	Hausse prévisible pour l'hydrolyse enzymatique	Potentiel en sous-produits ligneux
Explosion à la vapeur	Rupture	Effet limité	Hausse prévisible pour l'hydrolyse enzymatique	Coût de la vapeur; perte d'hémicellulose; sous-produits ligneux potentiels
Délicnification biologique	Biodégradation	Aucun effet	Hausse prévisible pour l'hydrolyse enzymatique	Trop lent
Explosion par congélation - NH ₃ liquide	Rupture	Décristallisation possible	Hausse prévisible	Coût en NH ₃

3.3.2 En aval de la méthanisation

Les étapes de post-traitement pouvant intervenir à l'issue de la digestion concernent :

- pour les **effluents**
 - postépuration aérobie; nitrification et dénitrification;
 - traitement des boues en excès;
 - traitement des odeurs et de l'air vicié;
- pour les **déchets solides**
 - hygiénisation et maturation aérobie du digestat;
 - traitement des jus en excès;
 - traitement des odeurs et de l'air vicié.

Effluents

Postépuration aérobie; nitrification et dénitrification

Le rejet en canalisation ou en rivière (exceptionnel en Suisse) de l'effluent digéré nécessite un traitement aérobie (boues activées) permettant de rabattre jusqu'aux niveaux prescrits par les normes les valeurs de la DCO résiduaire, qui pour l'effluent méthanisé est compris entre 300 et 1000 mg/l DCO.

Dans bien des cas, la postépuration aérobie s'opère dans une STEP d'eaux urbaines recevant les eaux digérées, pour autant que :

- la STEP ne soit pas trop éloignée de la méthanisation (coût des canalisations) et qu'elle soit dimensionnée de façon à être en mesure de recevoir ce complément de charge hydraulique et organique;
- les charges polluantes (notamment rejets en MES) soient équitablement imputées à l'industriel.

Outre les effluents contenant une DCO excessive pour un rejet en canalisation, les eaux présentant un risque de carbonatation important peuvent justifier d'un traitement aérobie sur le site de la méthanisation.

Afin de garantir une teneur minimale en O₂ ou pour corriger le potentiel d'oxydoréduction, il peut être nécessaire de réaérer l'effluent.

La troisième phase d'épuration des effluents consiste à éliminer notamment l'azote présent sous forme organique et ammoniacale, grâce à un traitement biologique de nitrification et dénitrification. Ce processus comporte quatre phases : l'ammonification, au cours de laquelle l'azote organique est transformé en azote ammoniacal; l'assimilation, qui voit l'utilisation d'une partie de l'azote pour la synthèse bactérienne; la nitrification, qui est l'oxydation par des microorganismes de l'azote ammoniacal en nitrite (NO₂) puis en nitrate NO₃); et enfin la dénitrification, au cours de laquelle, dans un réacteur anoxique (sans oxygène dissous, mais avec de l'oxygène combiné), des bactéries réduisent l'azote nitrique à un état plus faible d'oxydation.

Traitement des boues en excès

Les boues biologiques produites par la digestion anaérobie (0,10 – 0,15 kg MS/kg DCO dégradée) sont partiellement séparées et accumulées dans le réacteur sous forme de boues en excès.

Si le type de réacteur le permet (par exemple UASB), un soutirage des boues peut être effectué à intervalles réguliers en vue de leur compostage ou de leur épandage.

En pratique, une partie (30-50 %) des boues en excès quitte le réacteur anaérobie en suspension dans l'effluent et sera séparée dans le décanteur primaire de l'étape aérobie.

Quelques limitations et précautions sont à prendre en compte :

- Les boues en excès, lorsqu'elles sont séparées à l'étape de méthanisation, se présentent sous forme d'une suspension 3-5% MS. Leur transport vers une installation de compostage peut s'avérer problématique et leur déshydratation difficile d'un point de vue technico-économique.
A noter que les boues granulées extraites d'un digesteur de type UASB possèdent d'excellentes propriétés de sédimentation qui leur permettent d'atteindre 10-15% MS après une période de décantation.
- La législation fédérale (Osubst) requiert l'hygiénisation des boues épandues sur des terres destinées à la production fourragère ou maraîchère (< 100 entérocoques/g). Cette norme peut être atteinte par un traitement thermique ou par chaulage.
- Pollution solide entraînée par les boues.

Traitement des odeurs et de l'air vicié

Les odeurs dégagées par les acides gras volatils sont relativement nauséabondes. Leur dégagement peut être limité en observant quelques précautions aux endroits cruciaux (sortie de l'effluent, stockeur de boues). Plusieurs solutions sont envisageables selon la taille de l'installation et la sensibilité du voisinage :

- mise en dépression des zones à risque avec refoulement au travers du stockage d'eau usée (bassin tampon);
- refoulement et adsorption au travers de filtres à charbon actif;
- refoulement et absorption dans une colonne de lavage (vitesse: 1 m/s);
- refoulement au travers d'un filtre à compost (biofiltre) (surface environ 10 fois celle de la colonne de lavage, vitesse 1 m/s).

Une attention particulière doit être accordée au fait que l'air vicié peut contenir du biogaz et présenter ainsi un risque d'explosion.

Déchets solides

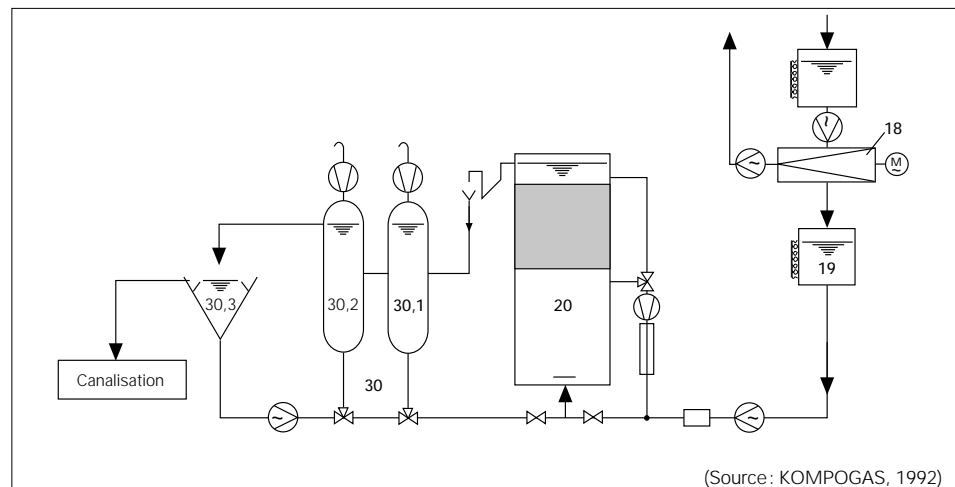
Hygiénisation et maturation aérobie du digestat

Afin de dégrader les composés ligno-cellulosiques et d'hygiéniser le digestat pour le cas où le système de digestion ne fonctionnerait pas à température thermophile, il est quasiment indispensable de soumettre le digestat à une étape de maturation aérobie. Cette étape est elle-même précédée d'une phase de déshydratation du matériau sortant du digesteur (presses à vis, centrifugeuses, etc.). Le digestat peut représenter entre 30 et 40 % en poids du matériau entrant.

Traitement des jus en excès

Les jus en excès provenant de la déshydratation du digestat peuvent être :

- rejetés en canalisation en vue d'un traitement dans une STEP;
- épandus sur des surfaces agricoles;
- traités par centrifugation (18), floculation chimique (19), digestion (20) dans un filtre anaérobie et aération intensive (30) comme le prévoit le procédé schématisé ci-dessous :



Traitement des odeurs et de l'air vicié

Les endroits particulièrement sensibles sont constitués par la fosse de réception des déchets et le local de maturation du digestat dans le cas où cette étape s'effectue en compostage par andains.

Les équipements et dispositifs préconisés sont ceux déjà mentionnés pour le cas des effluents.

3.4 Mise en service, conduite et suivi

Le démarrage de la digestion peut constituer l'un des problèmes majeurs rencontrés dans l'application de cette technique. Elle correspond à la difficulté de développement de la culture de microorganismes la mieux adaptée à un substrat donné. Dès que la biomasse s'est établie sous forme de granules, de flocons, ou attachée à un support inerte sous forme de biofiltre, le fonctionnement du digesteur est en général stable. Ce problème initial est essentiellement remarquable pour la méthanisation des effluents.

Deux phénomènes méritent d'être mis en évidence pour comprendre le démarrage d'une digestion :

1. Diverses substances contenues dans le substrat initial détermineront un potentiel redox élevé; elles devront être éliminées pour permettre

la croissance des organismes anaérobies. C'est tout d'abord les organismes aérobies qui consommeront l'oxygène, puis la réduction des nitrates, du fer trivalent et des sulfates achèvera l'abaissement du potentiel redox.

2. Les bactéries méthanogènes peuvent être présentes dans le substrat à deux titres : soit elles s'y sont développées et y sont actives et abondantes (boues de STEP, fumier bovin), soit elles en sont absentes ou accidentellement présentes (effluents agro-alimentaire). Ainsi, au démarrage de la digestion, la flore méthanogène sera suffisamment abondante pour permettre une activité immédiate, ou elle nécessitera une période de développement ou une inoculation artificielle.

Diverses méthodes spécifiques destinées à démarrer les digesteurs anaérobies sont résumées ci-après. Elles varient en fonction du système choisi et du substrat à traiter. De façon générale, elles consistent en une addition initiale d'un **inoculum** contenant les microorganismes nécessaires. Cette phase d'**ensemencement** est suivie par un début d'alimentation en substrat, à de faibles taux de charge organique afin d'assurer une stabilisation des performances du digesteur. Le taux de charge est ensuite graduellement augmenté jusqu'à atteindre le niveau prévu. Le succès de l'opération de mise en service nécessite l'utilisation d'une culture anaérobie viable contenant un large spectre de microorganismes, et le contrôle de l'alimentation progressive en substrat. Un digesteur en fonctionnement normal ne nécessite en principe pas un apport continu d'inoculum; les organismes une fois établis dans le réacteur se reproduisent et dégradent le substrat.

Lit de boue (UASB)

Il se déroule de façon optimale si un lit de boues granulées d'une installation similaire peut servir à l'ensemencement. Cette boue s'active en peu de temps et s'adapte assez facilement aux nouvelles conditions d'exploitation. Il est idéal, mais pas impératif, de démarrer le réacteur avec une boue adaptée au même substrat; un réacteur traitant des effluents de transformation de pommes de terre a été ensemencé avec une boue issue du digesteur d'une cartonnerie. La charge admissible en DCO est d'abord limitée, surtout si le digesteur n'a pas encore atteint sa température de service. En phase de démarrage, le pH de l'eau à traiter doit être absolument neutre. Le démarrage requiert une dizaine de jours.

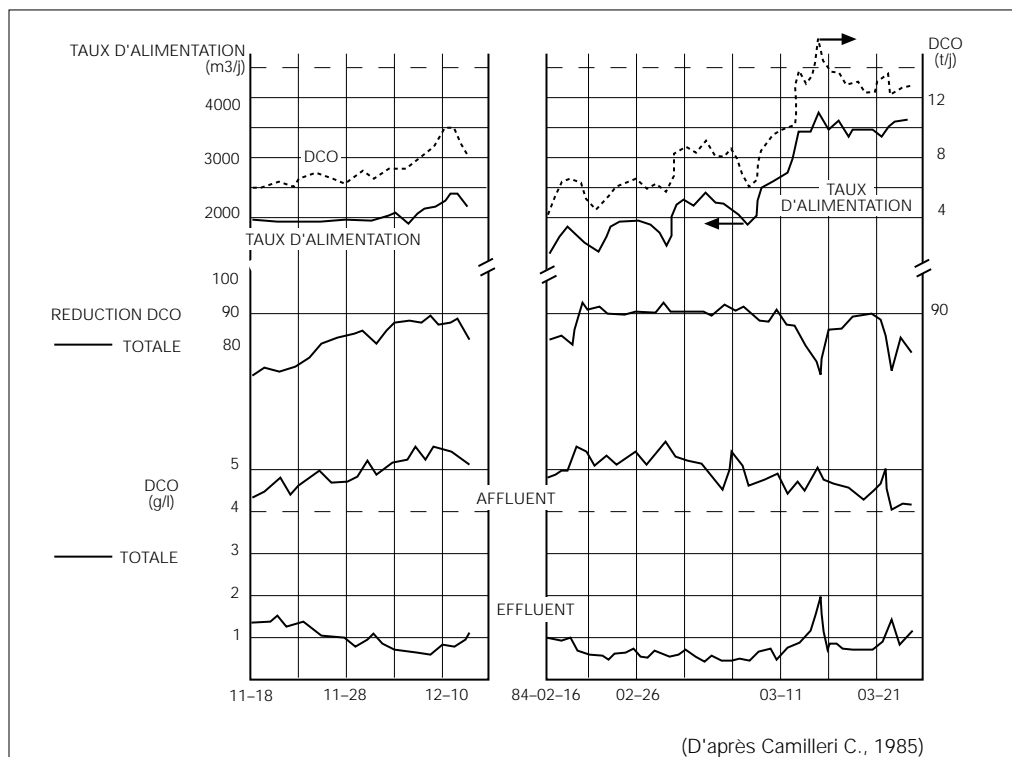
Filtre anaérobie

Il est préférable d'ensemencer avec une culture contenant un mélange de plusieurs sources de matière organique, ce qui est le cas des boues d'un digesteur urbain. L'alimentation en substrat est réglée en fonction de la mesure de la décroissance de la DCO soluble. Des précautions sont à prendre pour réduire le risque de lessivage des microorganismes lors des injections de substrat. L'immobilisation dépend de plusieurs facteurs tels que composition chimique du substrat, conditions de surface et nature du support inerte. L'immobilisation des microorganismes est

contrôlée, en phase de mise en service, par une mesure en continu de la concentration des matières organiques en suspension sur le circuit de recyclage. L'alimentation régulière en substrat débute lorsque la concentration en matière organique décroît de façon significative sur le circuit de recyclage et que les mesures de gaz démontrent une activité suffisante dans le digesteur. L'accroissement d'alimentation a lieu par paliers successifs. Le critère déterminant pour passer au palier suivant étant de contrôler que l'acidité volatile se situe à un niveau inférieur à 10-20 meq/l. Le doublement du taux d'alimentation requiert une période d'au moins 10 jours. En totalité, la durée de l'opération de mise en service est comprise entre moins de trois mois pour des substrats favorables et neuf mois ou plus dans des cas plus difficiles.

Un aspect important de la procédure de mise en service d'une installation de méthanisation est constitué par le **redémarrage** d'unités industrielles à activités saisonnières.

Le schéma suivant illustre le cas de la mise en service d'un filtre anaérobie dans une sucrerie travaillant durant trois mois par année. On peut observer que l'installation qui avait été arrêtée au terme d'une première campagne de récolte (mi-décembre) a été remise en fonction sans réduction des rendements d'épuration lors de la seconde campagne (mi-février).



Les objectifs de dépollution des eaux usées, de traitement des déchets et de production de biogaz rendent nécessaire **le contrôle du procédé**. Les pertes économiques liées à d'éventuelles défaillances du digesteur ne peuvent être exprimées que sur la base d'une connaissance des critères de stabilité du fonctionnement de la digestion.

Les paramètres suivants sont habituellement utilisés pour juger de la stabilité et des performances du réacteur :

– **production et composition du biogaz :**

Au cours d'une digestion stable avec un substrat non variable en composition, on observe une production gazeuse relativement stable, avec un contenu en méthane pouvant être facilement pronostiqué. Lorsque production et composition du biogaz sont erratiques, c'est le signe d'une instabilité, une faible teneur en méthane constituant un indicateur primaire d'une inhibition des bactéries méthanogènes.

Ces paramètres sont simples à mesurer et ils constituent l'un des meilleurs indicateurs généraux des performances du digesteur.

– **réduction des matières organiques :**

La charge et le rendement de réduction des matières organiques sont déterminés par la teneur en MO (matière organique), par la DCO, ou encore par la teneur en carbone dans le substrat entrant et sortant et dans le biogaz.

– **pH et alcalinité :**

Une déviation des niveaux optimaux de pH indique une toxicité potentielle et un incident de digestion. De bas niveaux de pH sont un symptôme de déséquilibre du digesteur. L'accroissement des concentrations en acides gras volatils s'accompagne d'une baisse du pH; à des niveaux inférieurs à pH 6,0, les conditions deviendront toxiques pour les bactéries méthanogènes. Le pH d'une digestion anaérobie est une fonction de la teneur en gaz carbonique du gaz, aussi bien que l'alcalinité.

L'alcalinité est une mesure de la capacité tampon, ou capacité de neutralisation acide, du digesteur. L'alcalinité totale est une mesure non spécifique fréquemment employée pour la détermination des teneurs en carbonate, bicarbonate et en hydroxyde d'une culture. Le maintien d'une alcalinité en bicarbonate de l'ordre de 1000 mg/l permet d'assurer la stabilité du digesteur. Dès que l'alcalinité dans le digesteur est amoindrie par une augmentation des concentrations en acides volatils, par exemple, le pH décroît dans le réacteur.

Les moyens favorisant l'augmentation de l'alcalinité et du pH sont alors nécessaires, en sachant qu'augmenter le pH sans accroître l'alcalinité peut s'avérer insuffisant pour rétablir la stabilité d'un digesteur. L'alcalinité sera augmentée en ajoutant de la chaux ou encore générée par une dégradation de protéine en ammoniac formant un tampon de bicarbonate d'ammonium.

Des considérations économiques déterminent de cas en cas les méthodes spécifiques retenues pour maintenir pH et alcalinité dans les digesteurs. Autant que possible, les conditions de fonctionnement seront à même d'éviter le recours à des additifs.

– **acides volatils :**

C'est là un paramètre critique du fonctionnement et du contrôle de la digestion anaérobie. L'acide volatil le plus important pour la formation de méthane est l'acide acétique. La concentration de ces acides volatils dans un digesteur anaérobie est déterminée par leur taux de production et leur taux d'extraction. Lorsque le premier dépasse le second, la concentration en acides volatils augmente. Dans un digesteur fonctionnant correctement, on observe un équilibre entre la quantité d'acides volatils produite et celle extraite lors de la conversion par les bactéries formatrices de méthane. Certains facteurs, qui stimulent sélectivement la production d'acides ou inhibent les bactéries méthanogènes à croissance lente, provoquent une accumulation d'acides dans le digesteur; il s'agit surtout d'augmentations rapides de la charge organique, de l'introduction de substances toxiques ou de variations extrêmes des températures de fonctionnement. Par conséquent, toute modification des conditions opératoires d'un digesteur devrait être effectuée de façon graduelle.

L'observation de la concentration en acide propionique constitue le plus souvent un bon moyen de contrôle du processus de digestion. L'augmentation de ce paramètre par rapport à la concentration en acide acétique coïncide avec l'apparition de problèmes de stabilité biologique.

– **température :**

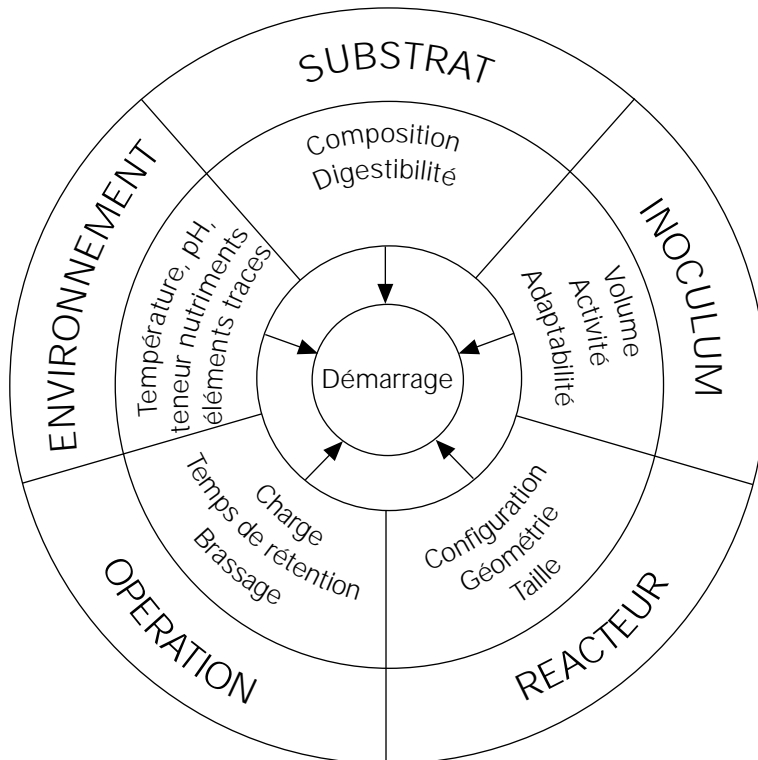
Ce facteur peut influencer la cinétique et la stabilité de la conversion, la qualité de l'effluent et le bilan énergétique du procédé.

Concernant les effets de la température sur les performances, on considère que les plus hautes températures augmentent l'efficacité de destruction des matières organiques en suspension, qu'elles améliorent l'aptitude à la déshydratation des substrats solides digérés, et qu'elles accroissent le taux d'élimination des organismes pathogènes. Les effets des hautes températures sur la qualité de l'effluent sont particulièrement sensibles pour de courts temps de rétention; lorsque ces derniers s'allongent, la différence de qualité d'effluent entre digesteurs mésophile et thermophile tend à se réduire.

Quant à la stabilité du processus, des fluctuations de température même limitées à des plages étroites peuvent affecter la stabilité des digesteurs thermophiles, notamment.

Les effets sur le bilan énergétique tiennent avant tout au fait que les digesteurs thermophiles ont des besoins en énergie thermique plus importants que les réacteurs mésophiles, pour leur réchauffage. L'importance de cette différence sur le bilan énergétique général du digesteur dépend de la concentration en matières sèches du substrat et du taux de production de méthane. Il a été démontré que la production énergétique de la digestion anaérobie présentait un bilan négatif dès que la teneur en matières sèches devenait inférieure à 2 % pour le régime mésophile, et 4 % pour le régime thermophile.

La figure suivante résume les paramètres importants qui affectent la procédure de mise en service et de démarrage d'un digesteur.

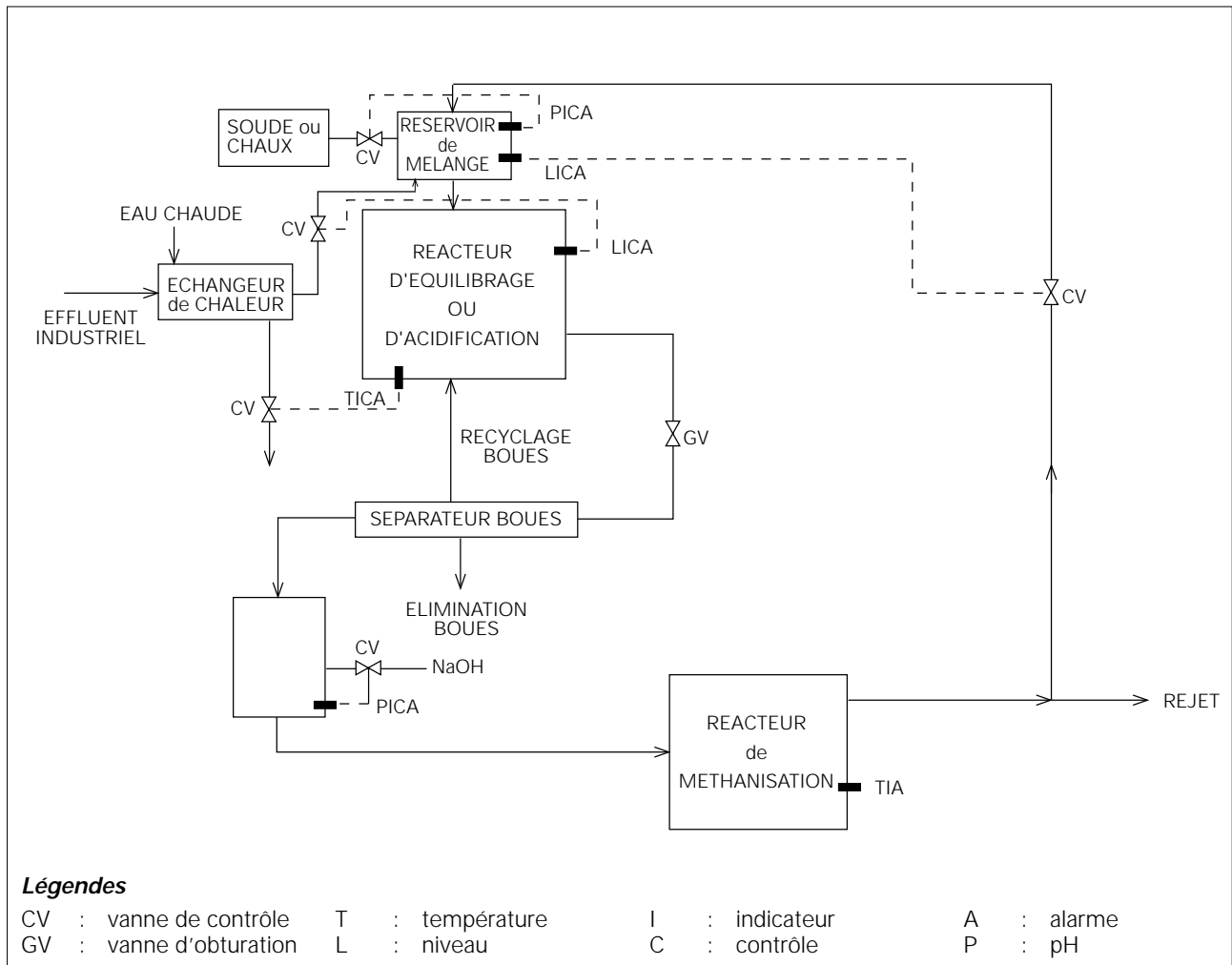


Le contrôle et la sécurité de fonctionnement d'un digesteur reposent sur l'instrumentation (analyse et comptage gaz, conductivité, température, pH, débit, etc.), la récolte et le traitement des données obtenues ainsi que sur les boucles de régulation permettant d'intervenir sur le procédé. Un système de contrôle efficace doit combiner les valeurs que l'on peut obtenir en ligne ou en continu («online») et des mesures intermittentes («offline») sur des échantillons prélevés régulièrement.

Ces indicateurs permettent de détecter des changements graduels. Des chocs de charge ou la présence de toxiques nécessitent des réponses correctrices rapides surtout lorsque les temps de rétentions hydrauliques sont faibles, comme c'est le cas pour les réacteurs à forte charge. Le suivi de l'activité métabolique de la biomasse dans ces types de réacteurs peut se faire au moyen de techniques élaborées, voire compliquées, requérant du temps et non applicables en ligne: comptage direct des cellules, mesures du contenu en acides nucléiques ou en protéines, activités enzymatiques, etc. On leur préférera un suivi régulier des acides gras volatils.

L'utilisation de kits enzymatiques prêts à l'emploi et la prochaine apparition sur le marché de systèmes de gestion et d'optimisation permettraient d'augmenter la fiabilité des digesteurs. On observera cependant que les préparations contenant des bactéries lyophilisées n'ont pas d'effets durables sur le processus de digestion qui puissent en justifier les frais d'achat.

La figure suivante propose un diagramme schématique général pour l'instrumentation d'une installation de méthanisation. Il ne donne qu'une indication relative à un niveau minimum de contrôle et d'équipement, et n'est pas nécessairement représentatif d'un procédé industriel spécifique ou d'un système de traitement évolué.



Le premier réacteur est étroitement contrôlé et commandé pour la température, le pH du substrat entrant et les flux volumétriques dans le réacteur. Après reprise, l'effluent est soumis à un ajustage du pH, puis conduit du second réacteur, d'où l'effluent final est soit recyclé en vue de diluer le substrat entrant, soit rejeté en canalisation.

Grâce à ces simples séquences de contrôle, on peut garantir une conduite des digesteurs permettant de réduire, mais pas d'éliminer, les causes majeures d'instabilité telles que variation de pH, de température, surcharge hydraulique et variation des caractéristiques du substrat.

4. Etudes préliminaires

4.1	Performances techniques de la digestion anaérobie	58
4.2	Traitement et valorisation du biogaz et des matières issues du procédé	64
4.2.1	Biogaz	64
	4.2.1.1 Valorisation	64
	4.2.1.2 Epuration	67
	4.2.1.3 Stockage	69
4.2.2	Digestat	71
4.2.3	Refus	71
4.2.4	Eaux de pressage	71
4.2.5	Effluent digéré	72
4.2.6	Boues digérées	72

Ce chapitre contient les bases nécessaires à l'élaboration d'une étude préalable de faisabilité d'une installation de méthanisation de déchets et d'effluents industriels et ménagers. Dans ce cadre, il conviendra de pouvoir apprécier les performances du système et de définir ce qu'il advient des produits sortants.

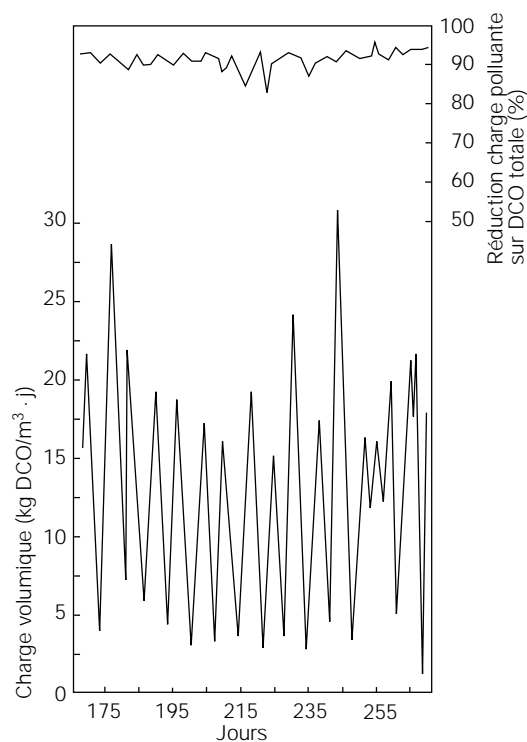
4.1 Performances techniques de la digestion anaérobie

Les performances d'un traitement anaérobie s'expriment selon deux critères :

- a) sous forme de **réduction de la charge organique exprimée en DCO**. Dans ce paramètre, on distinguera la réduction de la DCO sous forme **particulaire**, qui est principalement liée à l'efficacité du pré-traitement (élimination des matières en suspension), et celle de la DCO sous forme **soluble**.
- b) en terme de **production d'énergie sous forme de biogaz**.

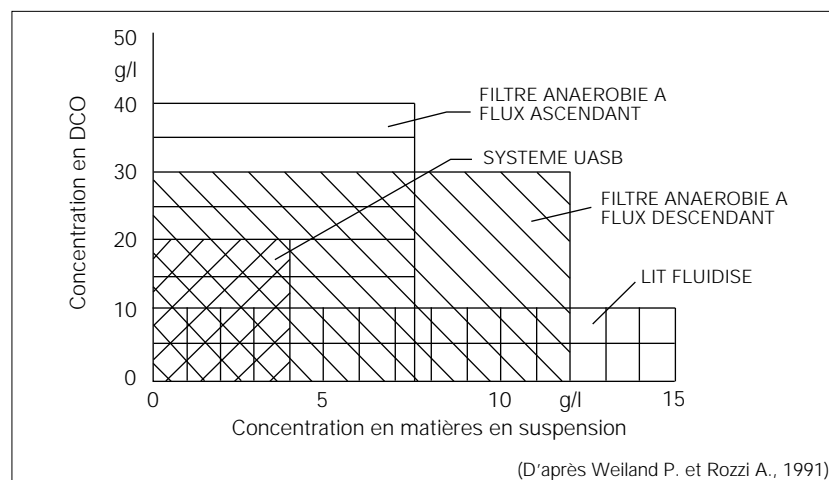
Les rendements relatifs à ces critères dépendent des aspects suivants :

- 1) **caractéristiques de l'effluent ou du déchet**. Tous les composés organiques ne sont pas rapidement dégradables par les métabolismes anaérobies. Les matériaux ligno-cellulosiques (bois, déchets de bois) sont, par exemple, difficiles à digérer. L'apport occasionnel ou accidentel d'inhibiteurs peut réduire les performances ou même stopper l'activité de la méthanisation. Une carence en éléments nutritifs peut limiter l'activité biologique.
- 2) **système de méthanisation**. Chacun des systèmes de digestion offre des performances optimales pour une plage déterminée de charge volumique. A une charge supérieure, les rendements peuvent diminuer, ce qui constitue un problème dont il faut tenir compte lorsqu'il s'agit de traiter des substrats avec des périodes de pointes de production. La figure suivante illustre la réponse d'un digesteur industriel (production d'amidon de maïs), de type UASB, conçu pour une charge de 11 kg DCO/m³, et qui, malgré des pointes allant jusqu'à 30 kg DCO/m³, a maintenu un rendement d'épuration de l'ordre de 90-95 %.



(D'après Ton J.M., De Man J. et G., 1988)

Quant aux régimes optimaux de fonctionnement des différents systèmes de méthanisation à hauts rendements, ils sont présentés dans le graphique suivant :



Ces systèmes de digesteurs à hauts rendements se caractérisent également par des comportements spécifiques dont il convient de tenir compte en fonction des particularités du substrat, de la situation de l'installation et du niveau technique du personnel d'entretien. Quelques critères sont comparés dans le tableau suivant :

Critères de comportement	Infiniment mélangé	Contact anaérobie	Lit de boue (UASB)	Filtre anaérobie	Lit expansé / fluidisé
Démarrage du digesteur	++	+	-	-	-
Accumulation de biomasse	-	+	++	+	++
Brassage de la phase liquide	+	+	-	+(+)	++
Résistance aux chocs hydrauliques	+	-	-	++	++
Résistance aux chocs organiques	-	-	+	+	+
Insensibilité aux matières en suspension	++	+	-	+	++
Insensibilité aux colmatages	++	+	++	-	++
Besoins en contrôle du digesteur	++	+	+	+	-

- : défavorable
 + : favorable
 ++ : très favorable

(D'après Weiland P. et Rozzi A., 1991)

3) **technique.** L'obtention de bonnes performances dépend évidemment du bon fonctionnement de l'installation. Certains défauts techniques peuvent en affecter les rendements, comme par exemple :

- mauvais contrôle et régulation de la température;
- inétanchéité du digesteur (entrée d'oxygène, pertes de gaz);
- brassage insuffisant provoquant une accumulation de sédiments;
- colmatage par des matières solides, des graisses ou des carbonates précipités.

Dans la pratique, les performances enregistrées par différents systèmes de digestion sur divers types de substrats, ont fait l'objet de campagnes de suivi dans le cadre de projets initiés par la Commission des communautés européennes. Quelques résultats en sont présentés dans le tableau suivant :

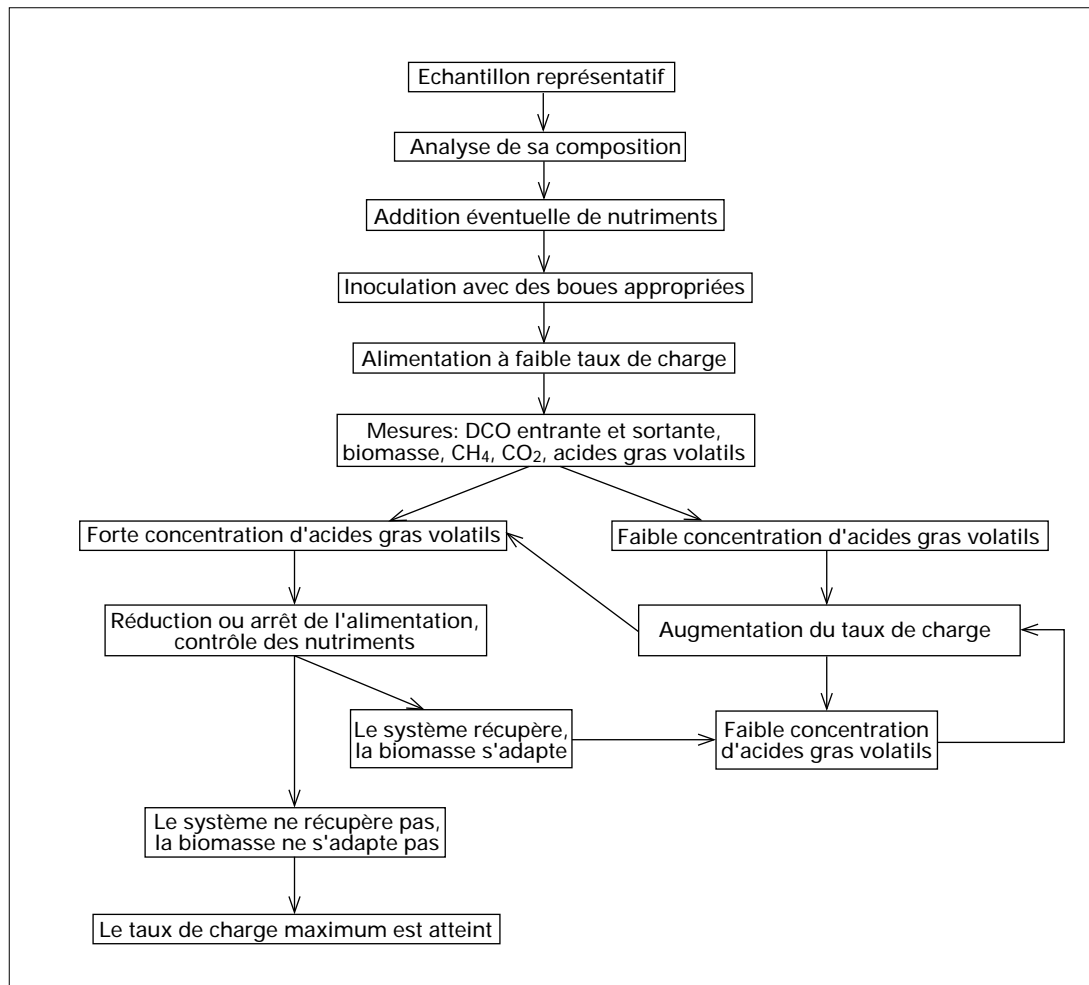
Système digestion	Nature du substrat traité	Temps de rétention hydraulique [jours]	Charge spécifique [kg DCO/m ³ .j]	Production méthane [m ³ /kg DCO]	Taux d'épuration [DCO éliminée/ DCO entrée]
INFINIMENT MÉLANGÉ	effluents distillerie	17	1,60	0,20	0,57
	effluents ind. vinicole	15	2,50	0,31	0,81
	effluents papeteries	10	1,75	0,29	0,97
	effluents sucrerie	5	2,14	0,23	0,97
CONTACT ANAÉROBIE	effluents pectinerie	3,8	2,38	0,21	0,72
	effluents distillerie	8	2,75	1,74	0,84
	effluents conserverie légumes	9,52	1,37	0,30	0,85
	effluents brasserie	4,8	13,50	0,25	0,8
FILTRE ANAÉROBIE	effluents sucrerie	0,55	8,18	0,29	0,87
	effluents ind. enzymes	2,3	6,40	0,29	0,78
	effluents levurerie	0,5	10,00	1,21	0,77
	effluents distillerie	7,2	6,60	0,26	0,77
	effluents fromagerie	5,6	8,00	0,30	0,85
LIT DE BOUE (UASB)	effluents amidonnerie	0,8	12,00	0,33	0,95
	effluents sucrerie	0,75	6,90	0,28	0,90
	effluents abattoirs	0,6	6,00	0,19	0,65
	effluents industrie chimique	5	5,50	0,33	0,95
	effluents brasserie	0,45	6,00	0,37	0,85
	effluents papeterie	0,2	7,00	0,24	0,70
LIT FLUIDISÉ	effluents levurerie	0,12	29,00	0,30	0,75
	effluents sucrerie	0,10	40,00	0,31	0,90
		[jours]	[kg MV/m ³ .j]	[m ³ /kg MV]	Taux de dégradation [%]
CONTINU PHASE SÈCHE	déchets ménagers triés en usine	18 – 25	7,5 – 9,0	0,21 – 0,24	50
	déchets ménagers triés à la source	15	9,0 – 10,0	0,22	55
CONTINU PHASE HUMIDE	déchets ménagers triés à la source	3 – 4	10		65 – 70
CODIGESTION	déchets organiques ménagers + boues d'épuration	15,4	7,0		65 – 70

Pour apprécier la faisabilité d'un traitement par digestion anaérobie, on peut, en première approche, se référer à des données obtenues sur des substrats et des systèmes de méthanisation similaires.

En présence de déchets ou d'effluents pour lesquels on ne dispose pas de références, ou dont on souhaite déterminer spécifiquement les caractéristiques et l'aptitude à la digestion, on adoptera une démarche consistant en l'**optimisation des paramètres de digestion**. Une telle étude

préalable permet de faciliter le choix du système à appliquer, de dimensionner correctement la future installation et d'assurer la réussite du démarrage et le bon fonctionnement du procédé à l'échelle industrielle, en fonction des buts recherchés (dépollution, production de biogaz, hygiénisation, etc.).

La figure suivante présente schématiquement les différentes étapes essentielles et obligatoires de cette étude, qui a lieu en laboratoire ou sur installation pilote :



La procédure commence par l'obtention d'un échantillon représentatif du substrat à traiter. Cette opération ne pose pas de problème si ce dernier est relativement constant dans son débit, sa composition et sa charge polluante. En réalité, il faut la plupart du temps tenir compte des variations journalières, hebdomadaires et saisonnières du déchet: variations de température, de pH ou d'alcalinité, de la quantité de charge polluante (kg DCO) et de sa qualité (polymères ou molécules simples, complexité et composition des fractions dissoutes ou en suspension).

Une fois l'échantillon le plus représentatif obtenu, il est indispensable d'en connaître la composition chimique, c'est-à-dire au minimum la DCO et/ou la DBO, l'azote total Kjeldahl, les matières en suspension totales

et volatiles; ces paramètres sont mesurés par des méthodes standardisées. La composition des substrats peut être définie de façon plus détaillée grâce à une instrumentation moderne; il s'agit par exemple de la composition en polymères organiques solubles ou insolubles (protéines, polysaccharides) ou en composés simples (sucres, acides aminés, etc.). Grâce à des mesures non encore généralisées, on peut, après minéralisation complète du substrat, déterminer si sa composition est équilibrée: carbone, azote, phosphore, métaux, etc., et dire s'il y a lieu de remédier à une carence nutritionnelle pour sa méthanisation.

L'étape suivante est l'inoculation du déchet ou de l'effluent, complétement ou non, dilué ou non, avec un consortium bactérien approprié. Il est évidemment préférable d'utiliser un inoculum provenant d'un digesteur traitant un substrat de même type ou de composition similaire, donc déjà adapté aux composés à dégrader, voire même aux inhibiteurs ou toxiques qui peuvent être présents. Si ces conditions ne peuvent pas être remplies, ce qui est souvent le cas, il faut inoculer avec une population bactérienne aussi riche que possible, comme celui présent dans un digesteur traitant des boues de stations d'épuration. Un temps plus grand est alors requis pour l'adaptation des bactéries à leur nouveau substrat, voire aux toxiques et inhibiteurs qu'il contient. La durée de ce processus est variable et doit être évaluée spécifiquement pour chaque déchet ou effluent d'une manière empirique.

Il est recommandé d'inoculer le digesteur expérimental avec une concentration suffisante en biomasse (1-5 kg matière organique volatile par m³) et de commencer l'alimentation en effluent avec un faible taux de charge, de l'ordre de 0,5 à 1 kg de DCO par m³ et par jour. Il faut ensuite déterminer les taux de charge maximale (kg DCO par m³ et par jour), la diminution attendue de la charge polluante (% DCO enlevée), le temps de séjour optimal, ainsi que les rendements en biomasse et en biogaz (kg de biomasse formée et m³ de méthane formé par kg de DCO convertie).

Dès ce moment-là, les performances du digesteur et la stabilité de son fonctionnement seront suivis quotidiennement. Les variables suivantes devraient être mesurées systématiquement: la DCO du substrat avant et après le traitement, les solides totaux et volatils en suspension dans le digesteur, les acides gras volatils (essentiellement acétique et propionique), la quantité et la qualité du biogaz formé (m³ par jour et % CH₄ et CO₂). A partir de ces mesures, il est possible de définir une stratégie pour augmenter progressivement le taux de charge jusqu'aux valeurs optimales et maximales possibles. Ces valeurs dépendent largement du type de digesteur choisi et des caractéristiques de l'effluent, mais la stratégie reste la même dans tous les cas.

Lorsque les paramètres mesurés sont satisfaisants (entre autres, moins de 100 mg/l d'acides gras volatils), on augmente ainsi progressivement le taux de charge (par étapes de 0,4-0,6 kg de DCO par m³ et par jour), jusqu'à l'obtention du taux de charge maximal. Aussi longtemps que la concentration en acides gras volatils reste faible, on peut augmenter régulièrement le taux de charge.

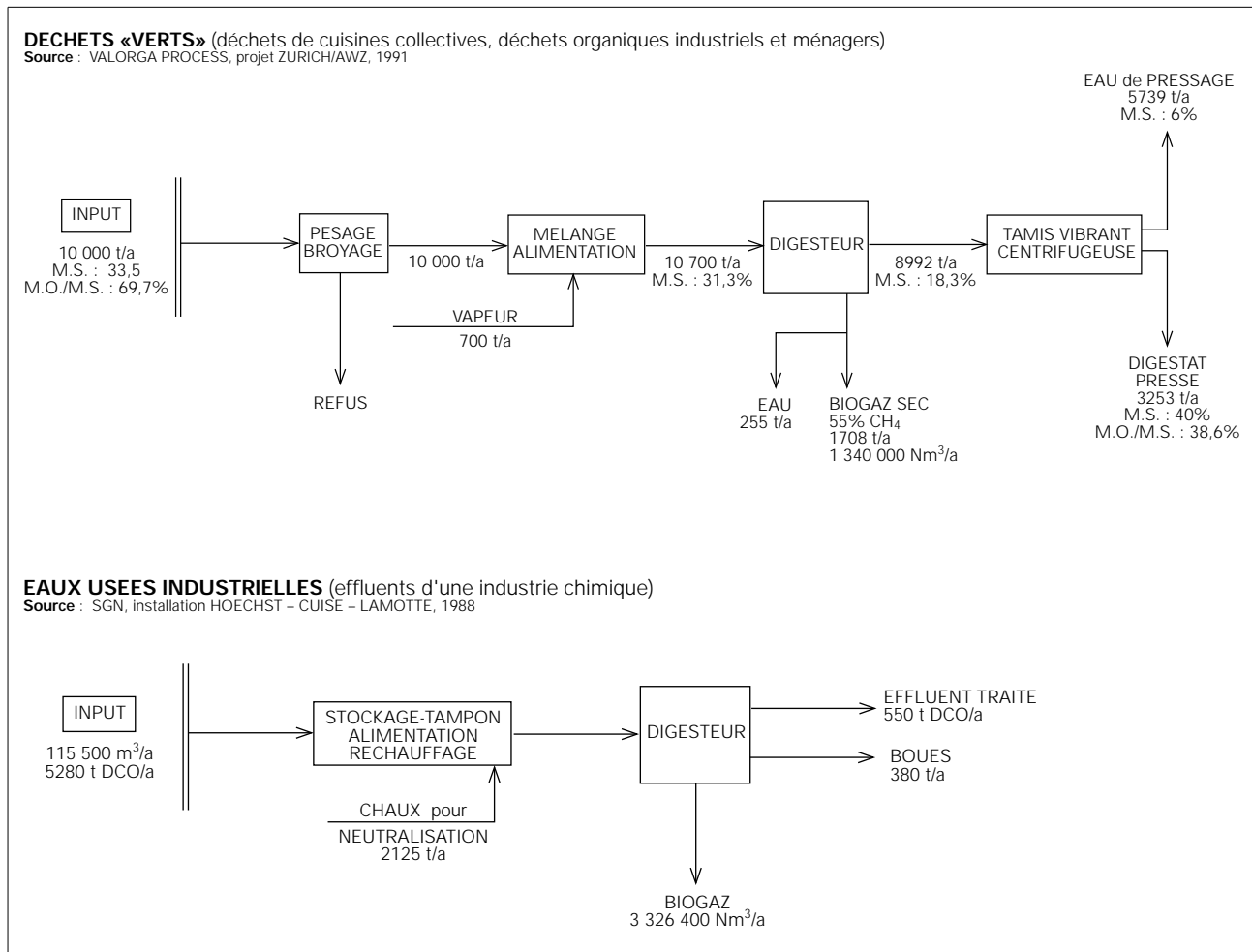
Lorsque les performances du digesteur diminuent et que la concentration en acides gras volatils dépasse le seuil critique, la capacité de croissance ou d'acclimatation de la biomasse a été dépassée, une limitation en nutriment a été atteinte, ou un composé toxique ou inhibiteur s'est accumulé et affecte le bon fonctionnement des bactéries anaérobies.

Un arrêt temporaire de l'alimentation en substrat, une réduction du taux de charge ou une dilution peuvent permettre au digesteur de récupérer, de diminuer la concentration en acides gras volatils, d'augmenter la quantité de biomasse ou d'adapter la qualité de celle-ci. En cas de récupération totale des performances du digesteur, il est possible de continuer l'augmentation progressive du taux de charge, jusqu'à ce que le taux maximal soit atteint.

La conception de l'installation de digestion devra tenir compte des résultats de cette démarche, sachant que la réalisation à l'échelle industrielle sera toujours un compromis entre l'idéal technique et scientifique et des contraintes telles que le site, l'environnement, les aspects législatifs et financiers, les possibilités d'utilisation de l'énergie dans l'entreprise et le degré de simplicité ou de sophistication souhaité pour le système de traitement.

4.2 Traitements et valorisation du biogaz et des matières issues du procédé

Les performances des digesteurs et les caractéristiques des déchets et des eaux usées traités influencent le bilan matière du processus de la méthanisation. Les deux schémas suivants illustrent les éléments pris en compte pour l'établissement d'un tel bilan :



L'élimination ou l'utilisation des différents produits issus de la digestion peut être réalisée selon les filières suivantes :

4.2.1 Biogaz

4.2.1.1 Valorisation

- **alimentation de cogénérateurs.** Le principe des cogénérateurs consiste en l'emploi simultané de l'énergie mécanique produite par un moteur à combustion et de la chaleur qui en émane. On parle aussi de «couplages chaleur-force» ou d'«installations à énergie totale». Dans ces cas, le moteur fixe entraîne une génératrice électrique; c'est

là la voie qui offre le plus de possibilités de valorisation du biogaz pour des installations industrielles. Lorsque l'énergie électrique peut être injectée dans un réseau préexistant, l'emploi d'une génératrice asynchrone simplifie la réalisation, mais, en cas de défaillance du réseau, l'alimentation autonome de l'usine n'est pas possible. Le raccordement d'un cogénérateur sur un réseau de distribution impose des dispositions techniques spéciales concernant le retour de puissance, les comptages, les protections électriques et la prévention des incidents ayant pour origine l'installation raccordée et pouvant se propager sur le réseau.

Quant aux conditions de rachat du courant électrique produit de façon décentralisée et à partir de sources renouvelables, elles se sont récemment nettement améliorées puisqu'une recommandation de l'Union des centrales suisses d'électricité prévoit un prix moyen de l'électricité refoulée de 16 ct./kWh. Le tableau qui suit présente les caractéristiques de quelques cogénérateurs :

Equipement		Puissance électrique nominale [kW]	Puissance thermique nominale [kW]	Consommation biogaz [m ³ /h]
Dénomination	Modèle			
TOTEM	Standard	15	39	8,4 (60% CH ₄)
DITOM	1 BM	15	33	8,5 (65% CH ₄)
	2 BM	20	44	11,3 (65% CH ₄)
	3 BM	30	66	16,9 (65% CH ₄)
	6 M	60	114	31,5 (65% CH ₄)
	8 M	80	152	41,5 (65% CH ₄)
	3STBG (15 exécutions)	de 60 à 1461	de 105 à 2556	de 30,8 à 684,3 (65% CH ₄)
ALENA	16 AS	22	60	15,3
PEUGEOT	GEB 25	20	31	11,0 (65% CH ₄)
	GEB 40	32	50	17,0 (65% CH ₄)
	GEB 60	48	64	27,0 (65% CH ₄)
AKSA	40.OAK.424	40	72	22,0
	80.OAK.424	80	148	41,0
BIBLOC	30 SBI/NB	25	61	14,9 (65% CH ₄)
	60 SB/NB	45	86	23,0 (65% CH ₄)
	90 SB/NB	70	130	33,5 (65% CH ₄)
IWK-JENNBACH	K 2866 EM	70	142	38,9
	K 2842 EM	134	260	70,3
	K 2842 LE	273	484	131,5
	JMS 212 GSBL (etc)	346	496	157,8
CATERPILLAR	G 3304 NA	47	91	27,4
	G 3306 NA	75	140	42,6
	G 3408 NA	133	230	72,3
	(etc.)			
MAN	BHKW E-2566	83	133	40,1

- **utilisations thermiques.** Le biogaz peut être utilisé dans la plupart des appareils de chauffage industriels. Les équipements prévus à la construction pour utiliser du biogaz ou un mélange sont déterminés pour pouvoir fonctionner entre les limites extrêmes de composition du gaz d'alimentation. Pour les équipements fonctionnant à l'huile de chauffage, l'adaptation porte sur le brûleur. Seuls les appareils d'utilisation sensibles à des variations même faibles des caractéristiques (par exemple flammes de chalumeau), ou dont la puissance est trop faible pour permettre d'y prévoir un dispositif d'adaptation au biogaz, doivent être écartés de ces applications.

Le réchauffage des effluents à méthaniser et le maintien en température du digesteur constituent une autoconsommation thermique du système.

- **injection en mélange dans une canalisation de gaz naturel.** Si l'utilisateur industriel est unique, ses équipements de combustion seront réglés en fonction de la composition du mélange gaz naturel/biogaz. S'il s'agit d'alimenter un réseau de distribution, une épuration préalable du biogaz est indispensable afin de ramener ce dernier aux caractéristiques du gaz naturel (élimination de l'hydrogène sulfuré et du gaz carbonique, séchage).
- **carburant automobile.** Les moteurs d'automobiles sont essentiellement fabriqués en grande série et prévus à l'origine pour les carburants dominants : l'essence et le diesel. Il faut donc prévoir une transformation plus ou moins coûteuse. Par ailleurs, la puissance nominale se trouvera diminuée de l'ordre de 10 à 15% et les performances du véhicule baisseront d'autant. Enfin, si l'on veut que le véhicule puisse disposer d'une autonomie acceptable, il est nécessaire de disposer d'un stockage sous pression (200-300 bar). Le poids et le volume limité d'un tel stockage n'assurent en pratique qu'une autonomie réduite de moitié par rapport à celle du véhicule alimenté à l'essence, ceci même après élimination du CO₂ contenu dans le biogaz dont la valeur énergétique est nulle. Toutes ces contraintes font que l'utilisation du biogaz en carburant automobile doit être réservée à l'alimentation de flottes captives tournant dans une aire géographique limitée.
- **élimination à la torchère.** Dans les installations de méthanisation de déchets et effluents industriels et ménagers, il est nécessaire de prévoir une torchère afin de faire face aux situations de pannes ou de révisions des équipements de valorisation du biogaz, en brûlant ce dernier. En effet, si l'on considère que le méthane est un gaz à effet de serre de 25 à 30 fois plus nuisible que le gaz carbonique, il n'est pas admissible de laisser le biogaz s'échapper dans l'atmosphère. Cet équipement est constitué d'un ou de plusieurs brûleurs atmosphériques protégés du vent par une enveloppe métallique cylindrique ou formée de deux cônes de sommets opposés.

4.2.1.2 Epuration

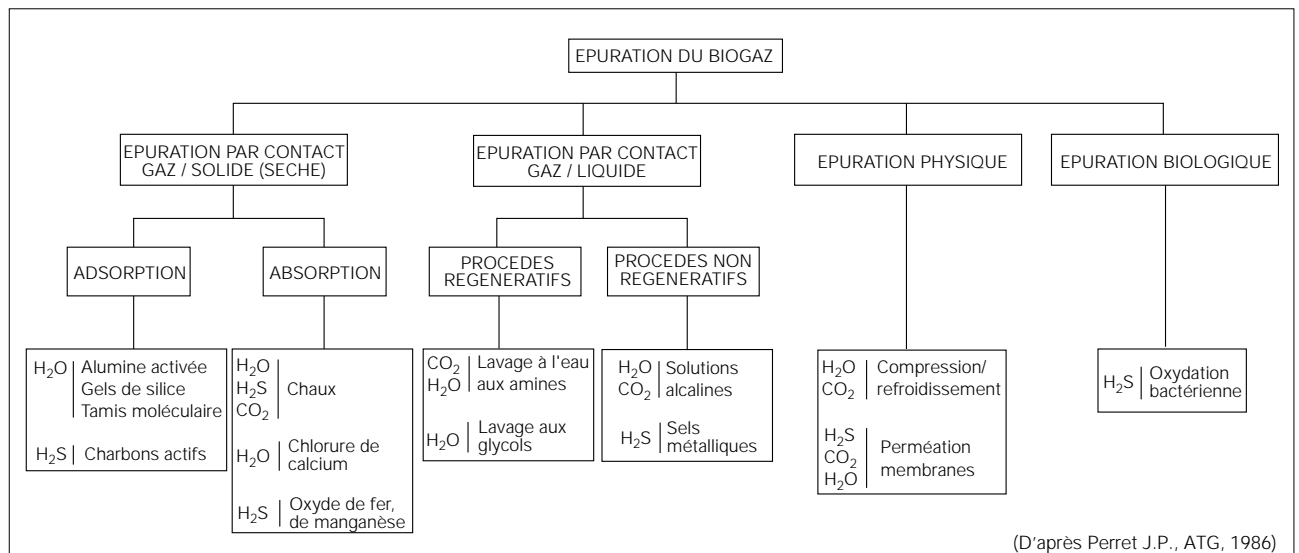
Toutes les applications du biogaz ne nécessitent pas le même degré d'épuration; le tableau suivant indique quels constituants doivent être éliminés selon les utilisations prévues :

Utilisation du biogaz *	Elimination H ₂ S	Elimination CO ₂
Cuisson	oui	non
Chauffe-eau	oui	non
Moteur stationnaire	selon spécifications	non
Véhicule **	oui	oui
Injection réseau gaz	oui	oui

* Pour toutes les applications, on veillera à éliminer l'eau.

** Lorsque le biogaz est comprimé, il est indispensable de le désulfurer.

Les diverses méthodes d'épuration entrant en considération pour le traitement du biogaz sont présentées dans le tableau suivant. Celui-ci comporte des procédés industriels pour l'élimination de l'eau, du gaz carbonique et de l'hydrogène sulfuré.



L'épuration au moyen de produits solides met en jeu des réactifs relativement faciles à manipuler; elle exploite deux phénomènes physico-chimique: l'adsorption qui est réversible et l'absorption qui consomme le réactif. L'adsorption utilise des dispositifs à deux colonnes, l'une pour l'adsorption et l'autre pour la désorption ou régénération, qui est effectuée par inversion de pression, inversion thermique, «strippage» au moyen d'un gaz inerte. L'absorption utilise de nombreux produits chimiques réagissant avec de l'eau; ces matières seront peu coûteuses (par exemple chaux vive, CaO), faciles à éliminer après utilisation et ne doivent pas affecter le fonctionnement de l'épurateur (colmatage, par exemple).

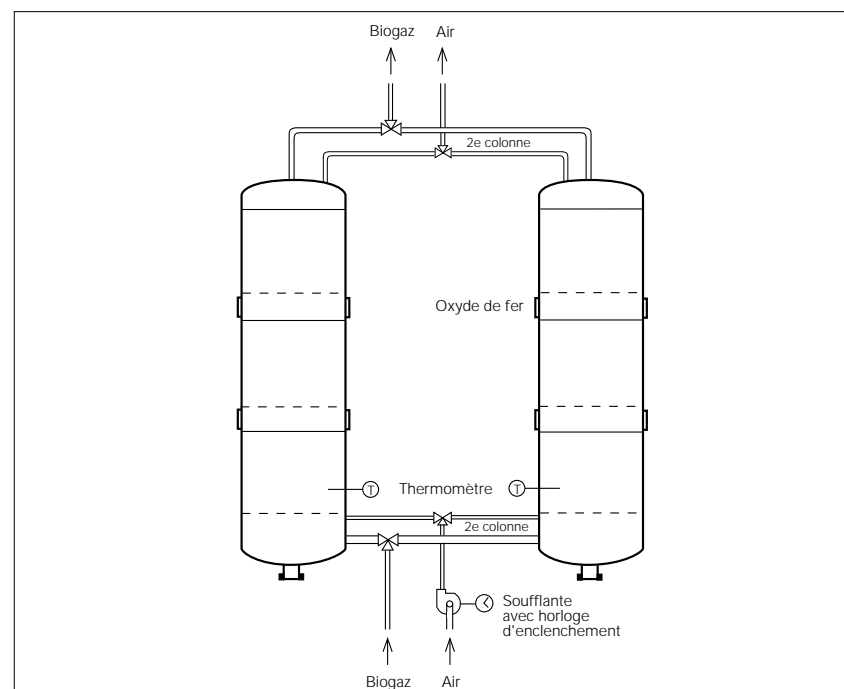
L'épuration par contact gaz-liquide consiste à faire passer le gaz dans un dispositif assurant le contact entre le gaz à épurer et les produits chimiques de lavage. Les procédés régénératifs sont tous des procédés d'absorption-désorption du polluant ou lavage. L'appareillage comprend alors une tour d'absorption où s'effectue l'épuration et une tour de

désorption où, sous l'effet de la chaleur et/ou de la décompression, le solvant est régénéré. L'épuration totale ne pourra, en général, pas être atteinte, sauf si l'on multiplie les absorbeurs et si l'on augmente leurs dimensions.

Les procédés d'épuration physique font appel à la compression et au refroidissement du gaz. Une méthode consiste à refroidir le gaz pour provoquer la condensation de l'eau; en pratique, ceci doit être fait à basse température (pour avoir des points de rosée inférieurs à 5° C), ce qui limite la diminution de teneur en eau. On peut aussi condenser la vapeur d'eau par compression et refroidissement simultané. Quant à l'élimination du gaz carbonique dans le biogaz, elle est réservée au secteur industriel, ainsi que pour certaines conditions où la récupération du CO₂ pourrait présenter un intérêt économique; en effet, si le gaz carbonique est un gaz liquéfiable par compression à température ambiante, alors que la liquéfaction du méthane nécessite en plus de la compression un refroidissement important, il faut savoir que le comportement du mélange CO₂/CH₄ est complexe et nécessite l'étude du diagramme pression-température du biogaz. Parmi les procédés physiques, la séparation par perméation sur membranes constituées par des polymères poreux s'est développée. Cette méthode utilise la perméation sélective de gaz à travers une membrane sous l'action d'une différence de pression partielle; chaque gaz ayant une vitesse de diffusion propre (l'hydrogène, l'hélium, l'hydrogène sulfuré et le gaz carbonique sont des gaz «rapides», alors que l'azote, l'oxygène, le méthane et les hydrocarbures sont des gaz «lents»).

Enfin, l'épuration biologique, utilisant des microorganismes anaérobies pour transformer un composant du biogaz, a été développée depuis une dizaine d'années; elle concerne notamment l'élimination de l'hydrogène sulfuré et sa transformation en soufre élémentaire.

A titre d'exemple, le schéma suivant présente un système d'épuration gaz-solide par absorption, pouvant être utilisé pour l'élimination de l'H₂S.



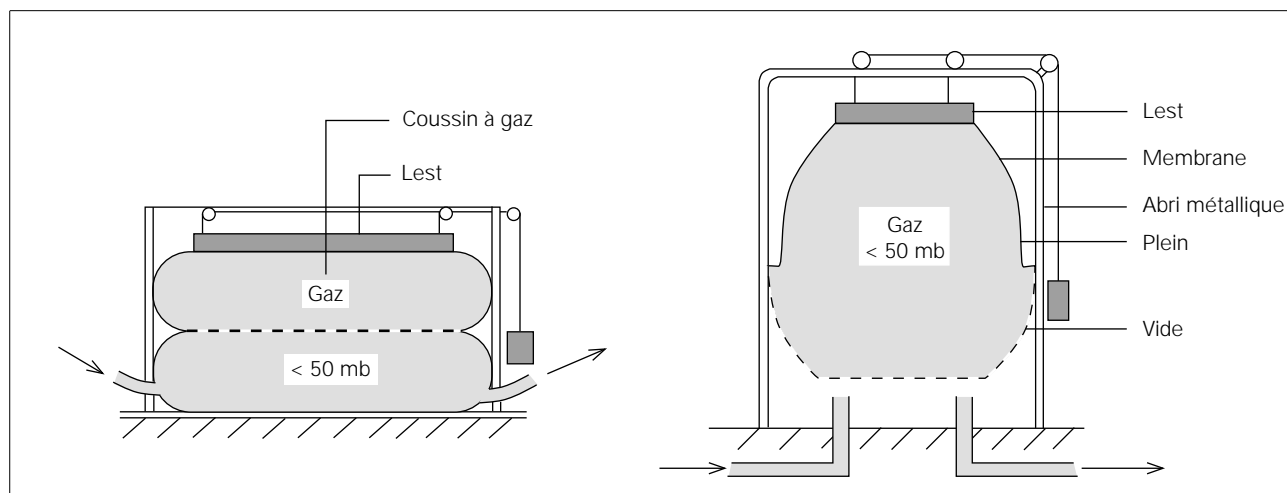
4.2.1.3 Stockage

De façon générale, une installation de biogaz comporte un système de stockage du gaz destiné à équilibrer la production et la consommation gazeuse. Pour des raisons économiques, les capacités des gazomètres sont habituellement limitées à une, voire deux journées de production.

Trois systèmes de gazomètres sont utilisés pour le stockage du biogaz :

a) Les gazomètres souples

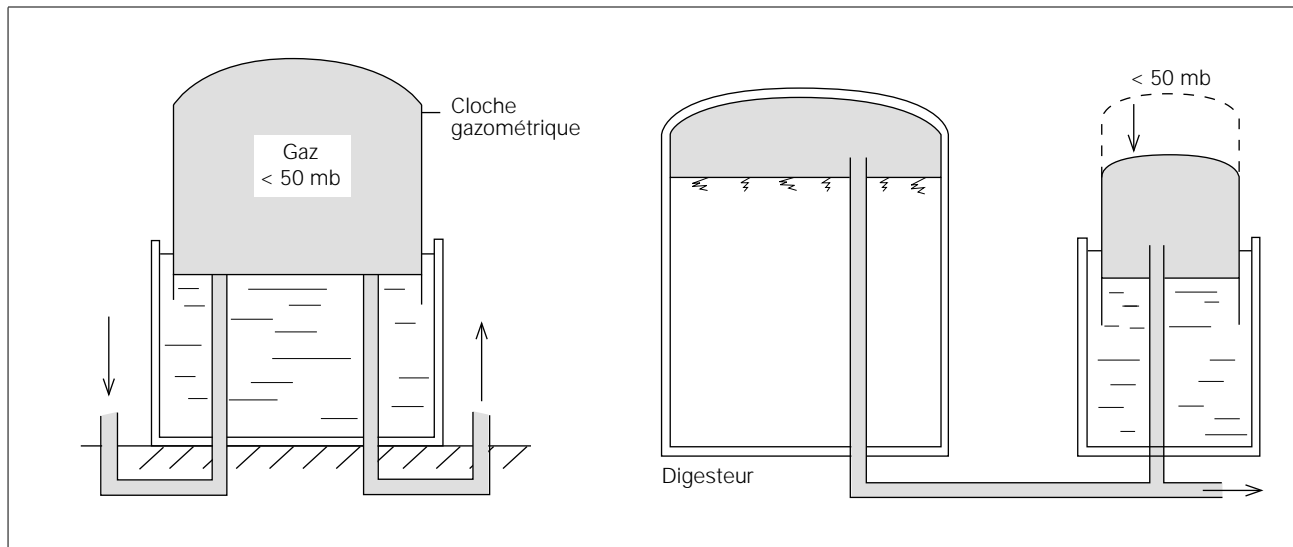
Ce sont des équipements fabriqués industriellement, utilisant des membranes étanches en matériaux inertes (polyéthylène, polyéthylène chlorosulfoné, caoutchouc butyle ou fluorocarboné, polychloroprène, néoprène, polyamide, etc.). Ils sont généralement abrités par une construction et munis d'un dispositif d'amarrage au sol. Certains fournisseurs proposent des systèmes de lestage pour la mise en pression du gazomètre; la pression maximale obtenue est de l'ordre de 25 à 50 mbar suivant les modèles et la taille des poches, et elle varie avec le remplissage du gazomètre, tout en restant relativement constante lorsque le remplissage se situe entre 20 % et 80 % du volume total. Si le gazomètre souple n'est pas lestable, la mise en pression du gaz est réalisée au moyen d'un surpresseur centrifuge ou à palettes. Les capacités de stockage de tels systèmes se situent entre 1 et 500, voire 1000 m³. Deux exemples de gazomètres souples lestables figurent ci-dessous :



b) Les gazomètres à cloche

Il s'agit du système de stockage couramment utilisé par l'industrie gazière. Son principe est le suivant: une cloche retournée sur une cuve à joints d'eau est guidée en translation verticale par des poutrelles ou par un rail hélicoïdal. En plus de leur fonction de stockage, ils assurent également la régulation de la pression, qui ne dépend pas du taux de remplissage et donc de la position de la cloche. En outre, ils peuvent aussi être lestés. Ces matériels nécessitent un entretien fréquent du revêtement intérieur de la cloche. En effet, la présence d'hydrogène sulfuré génère des corrosions; la présence de gaz carbonique provoque une acidification de l'eau contenue dans la garde hydraulique et donc une rapide corrosion des parties métalliques immergées. La cloche gazométrique

peut soit directement reposer sur le digesteur, ce qui est moins coûteux et engendre des pertes thermiques (difficulté d'isoler la cloche) ou de gaz, soit constituer un ouvrage séparé du digesteur conduisant à un important surcoût, et avec un risque de gel de l'eau contenue dans le gaz, en hiver. Les capacités de stockage de tels systèmes se situent entre 50 et 5000 m³. Deux exemples de gazomètres à cloche, l'un intégré au digesteur, et l'autre séparé, sont donnés ci-après :



c) Les réservoirs rigides

Cette forme de stockage peut s'avérer intéressante dans le cas où le biogaz est valorisé comme carburant, car le gaz doit être comprimé pour fournir suffisamment d'énergie aux engins et véhicules.

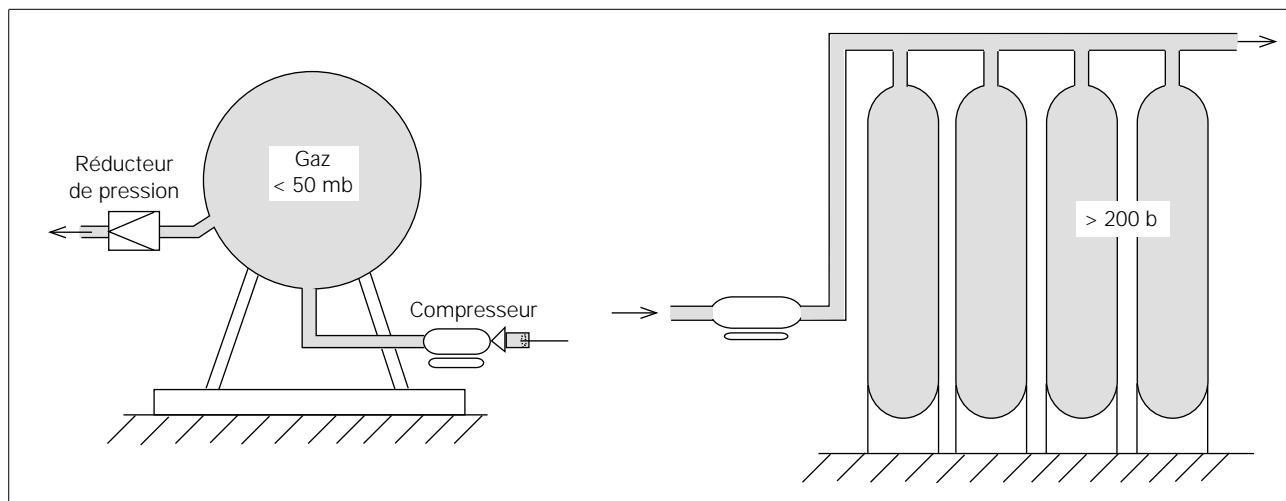
Un gaz idéal soumis à un doublement de pression n'occupera plus que la moitié de son volume initial. Jusqu'à des pressions de l'ordre de 400 bar, le biogaz se comporte de façon encore plus favorable : un biogaz contenant 67% de CH₄ et 33% de CO₂, sous une pression de 160 à 200 bar, n'occupera que les deux tiers du volume qu'occuperait un gaz idéal soumis à la même pression.

Autrement dit, un réservoir donné contiendra, par comparaison à un gaz idéal, une quantité 1,5 fois plus grande de biogaz. Cette proportion se réduit évidemment lorsque la teneur en CO₂ augmente.

Pour des raisons économiques, les réservoirs en acier pour le stockage du biogaz n'excèdent pas des pressions de 10 à 20 bar, ceci afin de rester dans des épaisseurs de tôles et des poids de citernes raisonnables.

Le stockage sous haute pression (200 ou 300 bar) de bouteilles (30 ou 50 l) destinées à être embarquées sur des véhicules pose de nombreux problèmes techniques et nécessite des investissements importants.

Les schémas suivants illustrent deux exemples de stockage en citerne à moyenne pression et en bouteilles à haute pression.



4.2.2 Digestat

Le produit sortant du digesteur de déchets solides est caractérisé par une stabilisation de la partie fermentescible du substrat frais. Ce digestat s'humifie correctement pour autant qu'on le soumette à une post-maturation aérobie, à la sortie du réacteur et après pressage. Ses caractéristiques physicochimiques sont alors comparables à celles d'un bon compost. Les normes d'utilisation et les quantités applicables dépendent du type de culture (grandes cultures, cultures maraîchères, cultures fruitières, sols artificiels); elles sont spécifiées par l'Ordonnance sur les substances dangereuses pour l'environnement (Osubst).

4.2.3 Refus

Ces matières inertes proviennent du tri manuel effectué après réception des déchets et avant leur broyage. Elles sont composées de verres, de cailloux, de plastiques, de textiles et autres éléments indésirables pouvant se trouver dans les poubelles et containers des collectes sélectives. Ces sous-produits seront mis en décharge ou incinérés.

4.2.4 Eaux de pressage

Les excédents liquides provenant du pressage du digestat sont en partie recyclés dans la chaîne de traitement pour l'ensemencement et l'humidification des déchets frais avant digestion ou pour contribuer au maintien des conditions hydriques de la phase de postcompostage. Le solde doit être épuré de façon à pouvoir être rejeté en canalisation d'eau usée, pour autant que la station d'épuration soit en mesure de l'admettre. Dans le cas contraire, il faudra avoir recours à des techniques de déshydratation, énergétiquement peu attrayantes. Le tableau suivant donne quelques indications concernant les caractéristiques de ces eaux de pressage.

Quantité spécifique [l/t déchets]	DBO ₅ [g/l]	DCO [g/l]	Zn [mg/l]	Pb [mg/l]	Cu [mg/l]	Cr [mg/l]	Ni [mg/l]	Cd [mg/l]	Sn [mg/l]	Ammonium [mg/l]	Phosphore [mg/l]	Sulfate [mg/l]
500	2,29	10,87	7,66	0,54	2,51	0,83	0,41	< 0,025	< 0,013	614	116	298

(Source : BTA – installation d'essai Garching, Oetjen-Dehne R, Kalvelage M., 1993)

4.2.5 Effluent digéré

Les caractéristiques de l'effluent traité en vue de son déversement dans une canalisation publique d'eaux usées sont fixées par l'Ordonnance sur le déversement des eaux usées et par des prescriptions cantonales (notamment pour DCO et DBO5). Selon la nature de l'affluent industriel et les performances du système de digestion, un traitement aérobique complémentaire peut s'avérer nécessaire pour satisfaire aux exigences de déversement. Celui-ci s'effectue à la suite du traitement anaérobie, sur le site de l'industrie ou en dirigeant l'effluent industriel méthanisé vers une station d'épuration publique où il sera traité conjointement avec des eaux usées domestiques.

4.2.6 Boues digérées

Les boues digérées en excès contiennent plus ou moins d'eau, des substances non biodégradables, des produits décantés dégradables mais non digérés et des composés organiques solubles. Les quantités produites sont très nettement inférieures (3 à 10 fois moins) à celles résultant d'un traitement aérobique conventionnel. Pour des eaux résiduaires industrielles, la production de boue en excès est de l'ordre de 0,10 à 0,15 kg MS par kg de DCO éliminée. Après déshydratation (sédimentation, filtration ou centrifugation), ces boues sont utilisées comme amendement agricole ou éliminées par incinération, selon les conditions locales et de qualité de ces produits.

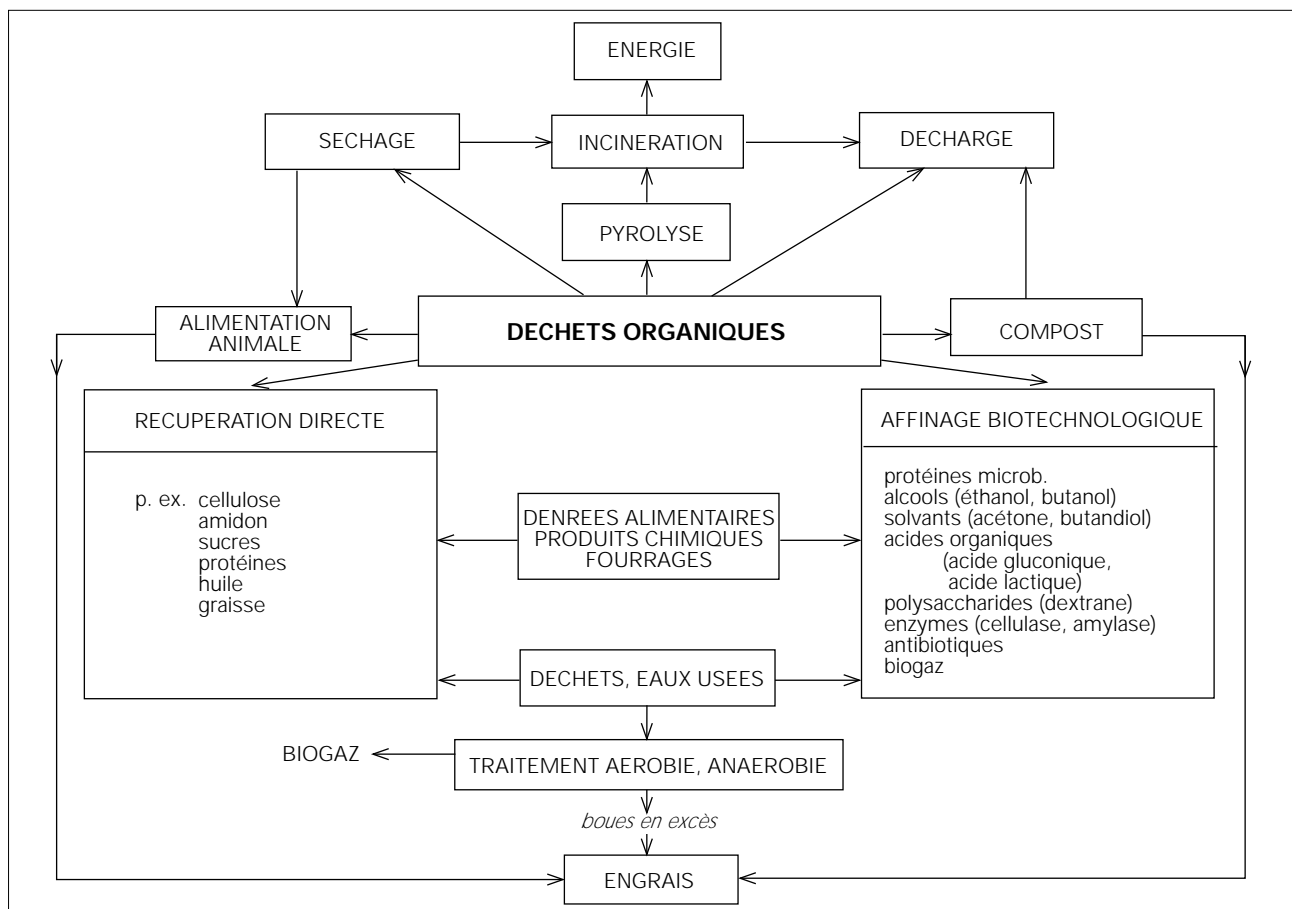
5. Elaboration du projet

5.1	La méthanisation, un maillon des chaînes de traitement	74
5.2	Aspects techniques de la valorisation du biogaz	78
5.2.1	Caractéristiques et adaptabilité du biogaz	78
5.2.1.1	Composition	78
5.2.1.2	Caractéristiques	80
5.2.2	Utilisation thermique	84
5.2.3	Utilisation du biogaz dans les moteurs	85
5.2.3.1	Respect des normes OPair 92	87
5.2.4	Valorisation dans un couplage chaleur-force	88
5.3	Coûts et recettes	92
5.4	Aspects législatifs	96
5.4.1	Droit de l'aménagement du territoire et des constructions	96
5.4.2	Etude d'impact sur l'environnement	97
5.4.3	Plans cantonaux de gestion des déchets	97
5.4.4	Tri des déchets à la source	99
5.4.5	Traitement des effluents liquides	99
5.4.6	Utilisation et épandage des boues et des résidus de méthanisation	101
5.4.7	Transport, traitement et entreposage de déchets spéciaux	101
5.4.8	Règles concernant la mise en décharge	102
5.4.9	Protection contre le bruit	102
5.4.10	Protection de l'air	102
5.4.11	Protection contre les accidents majeurs	103
5.4.12	Normes techniques et de sécurité	103

Dans cette dernière partie, les éléments nécessaires à l'élaboration d'un projet de méthanisation sont abordés. Il s'agit notamment de connaître la situation de la digestion anaérobie parmi les filières de traitement des déchets solides et liquides, en termes de comparaisons économique et écologique. Une présentation des aspects techniques de la valorisation du biogaz sera suivie de l'évocation des données économiques et législatives dont la prise en considération est indispensable au cours du développement d'un projet.

5.1 La méthanisation, un maillon des chaînes de traitement

Le tableau suivant permet de situer la digestion anaérobie parmi les diverses méthodes de traitement et d'élimination.

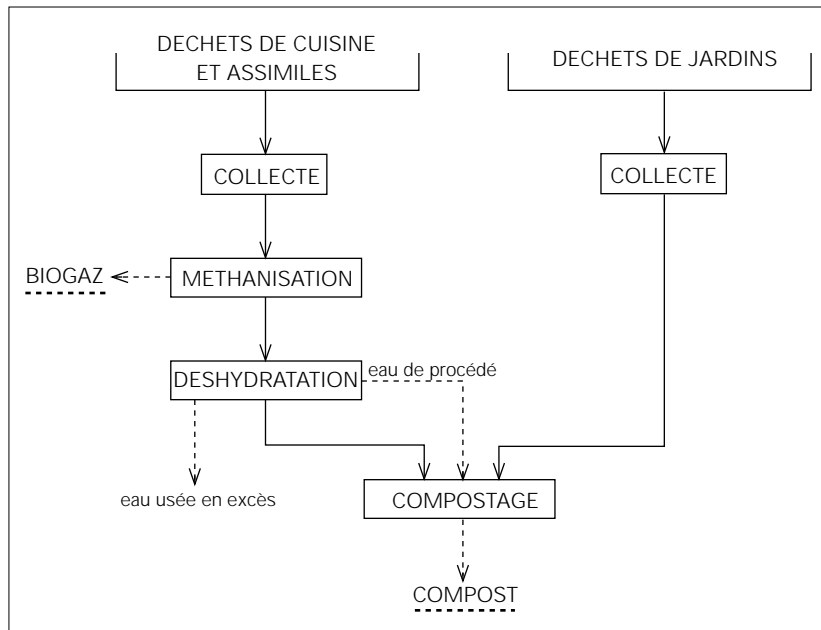


Ces diverses filières constituent dans certaines conditions des voies concurrentes pour la méthanisation; on peut les situer comme suit :

a) pour les déchets organiques ménagers

- **incinération** : à terme, le développement des collectes sélectives de la fraction organique des ordures ménagères soustraira ces tonnages de l'élimination par incinération. De plus, le faible pouvoir calorifique et les problèmes techniques liés à la combustion de déchets humides inciteront les exploitants de fours d'incinération au rejet de ces matériaux. Enfin, la comparaison économique des coûts de traitement encouragera à opter pour des traitements biologiques.

- compostage**: cette filière de conversion biologique aérobie ne constitue une concurrence pour la méthanisation que dans la mesure où des formules de traitement décentralisées (composts individuels ou de quartiers) pourraient, dans une zone donnée, réduire le gisement des déchets organiques. Pour des installations de moyennes à grandes capacités (soit dès 3000 t/a à 5000 t/a) de traitement, les procédés de bioconversion aérobie et anaérobie sont complémentaires, les premiers pour les déchets ligneux et secs et les seconds pour les sous-produits humides. Le schéma suivant illustre cette combinaison :



Evidente au plan technique, cette complémentarité entre méthanisation et compostage apparaît également nettement au niveau énergétique. Le tableau suivant présente les données énergétiques de quelques systèmes de compostage et de digestion anaérobie pour des installations de grandes capacités :

Système	Compostage Container	Compostage couvert	Compostage tunnel	Digestion continue sèche thermophile	Digestion continue sèche mésophile	Digestion continue sèche thermophile
Capacité (t/a)	50 000	40 000	50 000	5000	52 000	50 000
Constructeur	BIOCON	BUHLER	BAV	KOMPOGAS	VALORGA	DRANCO
Consommation électricité (kWh/t déchets)	20	35	25	35	33	75
Production biogaz (m ³ /t déchets)	—	—	—	65	68	93
Production nette électricité (kWh/t déchets)	- 20	- 35	- 25	+ 75	+ 79	+ 78

(D'après: Jumelet, Van der Knijff, HASKONING, NL, 1992.

Comparaison établie sur des déchets de cuisine et de jardin à 40% MS et 60% MO/MS; et documentation BUHLER-KOMPOGAS.)

b) pour les déchets industriels

- **épandage direct** : certaines industries maraîchères pratiquent l'épandage direct de leurs déchets de production, comme amendement organique.
- **compostage** : cette forme de traitement peut être combinée avec le compostage de déchets organiques ménagers. Elle s'avère toutefois problématique pour des raisons technologiques (trop forte humidité des déchets et/ou carence en substrats carbonés) ou économiques (dispersion des gisements de déchets conduisant à des unités de compostage de capacités insuffisantes).
- **production d'éthanol** : cette forme de valorisation peut être envisagée pour des sous-produits de sucreries, d'amidonneries ou de fromageries; elle permet de produire de l'alcool de consommation, des solvants, des agents énergétiques ou des produits pour la chimie de synthèse. Seules des unités de grandes tailles sont envisageables.
- **alimentation animale** : l'affouragement des déchets et sous-produits de l'industrie agro-alimentaire constitue certainement la filière la plus pratiquée actuellement. Toutefois, le contexte politique agricole pourrait réduire les canaux d'écoulement de ces produits. Le tableau suivant donne quelques indications concernant les valeurs nutritives de quelques sous-produits.

SOUS-PRODUITS	Energie nette pour la lactation	Energie nette pour prod. viande	Protéine absorbable par l'intestin	Matière sèche
	[MJ/kg] (NEL)	[MJ/kg] (NEV)	[g/kg] (PAI)	[%]
Lactosérum en poudre	7,9	8,7	107	97
Farine de poisson	6,0	6,2	288	90
Farine de sang	6,6	6,7	483	90
Farine de plumes hydrolysées	7,7	8,0	470	90
Graisse	22,6	26,8	0	99
Drêches de brasserie	5,6	5,5	151	90
Flocons de pommes de terre	6,8	7,5	91	88
Marc de pommes	4,4	4,2	68	90
Mélasse de betteraves	5,7	6,3	49	80
Pulpe de pommes de terre	6,2	6,7	79	87

c) pour les eaux usées industrielles

- **épuration aérobie** : la mise en œuvre de cultures libres (boues activées) ou de cultures fixées (film biologique, lits bactériens, lits granulaires, disques biologiques) aérobies, constitue la filière conventionnelle de traitement des effluents industriels. Lorsqu'un projet conduit à évaluer les deux voies d'épuration biologique, il conviendra de procéder à une prise en compte équitable des frais de fonctionnement (consommation d'énergie, élimination des boues, etc.). L'exemple suivant illustre une telle comparaison :

CARACTÉRISTIQUES	
Industriel	: Fabrique de pâte à papier au sulfite, à ALRED (RFA)
Eaux usées	: - débit : 1600 m ³ /j - DCO : 9600 kg/j - DBO ₅ : 4800 kg/j
Objectifs	: - rendement d'épuration : 70 % sur DCO 90 % sur DBO ₅ - traitement des boues en excès
FILIÈRE AÉROBIE (boue activée)	FILIÈRE ANAÉROBIE (contact anaérobie)
INVESTISSEMENT	INVESTISSEMENT
Bassin d'aération : 5000 m ³ Clarificateur : Ø 12 m Epaississeur : Ø 9 m Déshydratation : filtre à bande de 2 m Coût total : 1,56 mio SFr.	Digesteur : 2200 m ³ Décanteur : 25 m ³ Déshydratation : filtre à bande de 1 m Coût total : 1,43 mio SFr.
COÛTS DE FONCTIONNEMENT	COÛTS DE FONCTIONNEMENT
Consommation énergie : 0,6 kWh/kg DCO éliminée soit 4302 kWh/j Production biogaz : - 0 - Traitement des boues en excès : - production : 1350 kg MS/j - énergie pour déshydratation : 70 kWh/j - frais floculant : 645 SFr./j - évacuation : 845 SFr./j Coût énergétique : + 4100 kWh/j Coût économique : 148 SFr./j	Consommation énergie : 0,1 kWh/kg DCO éliminée soit 680 kWh/j Production biogaz : 3360 m ³ /j soit 7800 kWh électrique net/j Traitement des boues en excès : - production : 475 kg MS/j - énergie pour déshydratation : 25 kWh/j - frais floculant : 235 SFr./j - évacuation : 30 SFr./j Coût énergétique : - 7095 kWh/j Coût économique : 53 SFr./j

(D'après DEGREMONT-FRANCE,1983)

- **épandage direct**: l'épandage sur des terres agricoles constitue une technique d'épuration reposant sur le pouvoir épurateur du sol (filtration, absorption des colloïdes, dégradation des composés organiques) et la capacité d'exportation des cultures. Elle nécessite une étude du périmètre d'épandage (aptitude des sols, risques de pollution de la nappe, dosage en fonction des cultures) et la mise en œuvre d'équipements de stockage/homogénéisation et d'arrosage. Elle ne peut être envisagée qu'en zone rurale.
- **alimentation animale ou humaine**: quelques sous-produits liquides de l'industrie agro-alimentaire peuvent être recyclés en affouragement du bétail ou dans la confection d'aliments. C'est notamment le cas du lactosérum (liquide de couleur jaune issu de la fabrication fromagère; les pâtes molles et fraîches donnent un lactosérum acide et les pâtes pressées un lactosérum doux). Ce sous-produit constitue un fourrage liquide traditionnel pour l'élevage porcin (5-15 l/j · porc). Il est également utilisé pour fabriquer des laits maternisés en poudre, en biscuiterie, en confiserie et en pâtisserie industrielle, ainsi que pour la fabrication de glaces et de boissons.

Pour pouvoir apprécier les possibilités d'intégration de la méthanisation dans les chaînes de traitement des déchets, dans les systèmes d'épuration et dans les processus industriels de production, il est recommandé de suivre la démarche suivante :

- détermination de la **taille minimale** d'une installation permettant de méthaniser les déchets dans des conditions économiques et écologiques acceptables, par comparaison aux filières concurrentes;
- détermination du **bassin versant** ou de la **capacité de production** de sous-produits (déchets et effluents) qui correspondent à la taille minimale définie.

5.2 Aspects techniques de la valorisation du biogaz

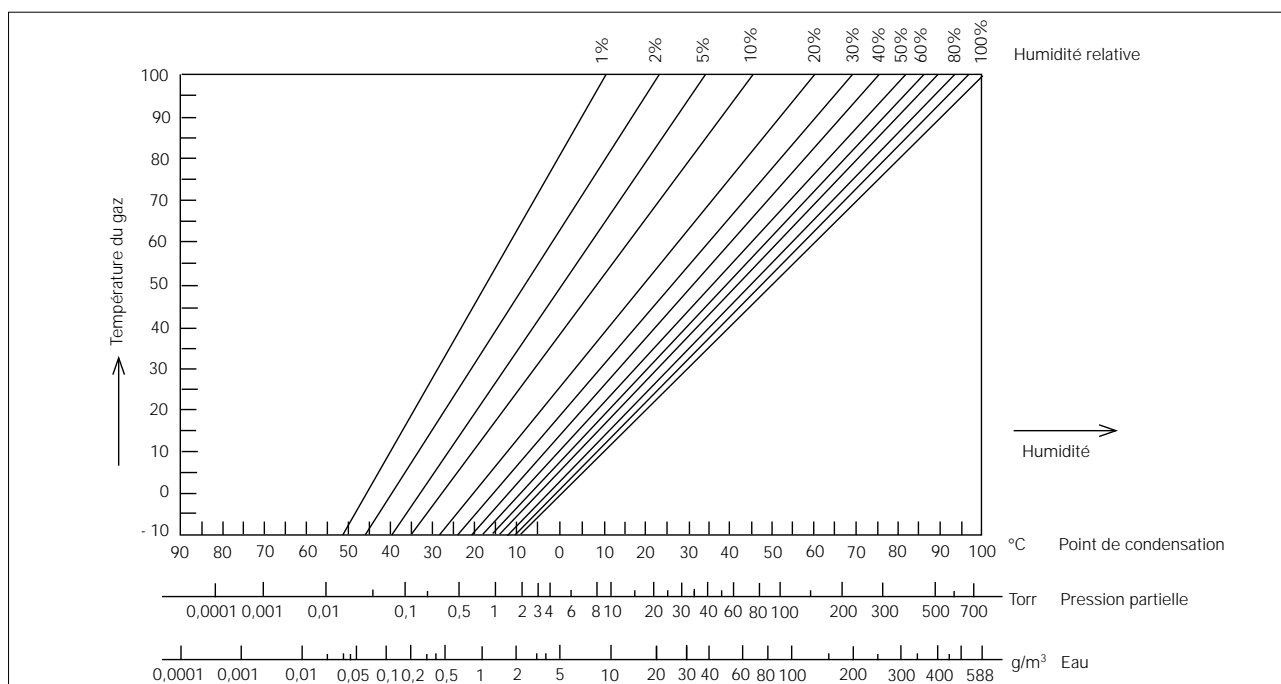
5.2.1 Caractéristiques et adaptabilité du biogaz

5.2.1.1 Composition

Le biogaz est un mélange de gaz contenant des constituants corrosifs ou gênants, dont l'élimination permet des applications plus nombreuses, plus sophistiquées et éventuellement plus rentables sur le plan économique. Passons en revue les différents constituant qui peuvent être éliminés :

L'eau

Elle est contenue en quantité notable dans le biogaz, qu'on peut considérer comme saturé en eau à la sortie du digesteur. Le tableau suivant rappelle la teneur en eau du gaz à différentes températures :



L'inconvénient principal résultant de la présence d'eau est le dépôt de condensats dans les canalisations provoquant d'éventuelles obstructions et favorisant la corrosion. On y remédie aisément par une conception adaptée du tracé des conduites (pentes) et des purges systématiques (pots de condensation). La vapeur d'eau résiduelle ne gêne pas la majorité des applications du biogaz. On signalera toutefois que le pouvoir calorifique calculé à partir de la teneur en méthane est en fait généralement plus faible du fait de la présence de vapeur d'eau :

Ces condensations s'accroissent lorsqu'on comprime le gaz et les condensats sont d'autant plus corrosifs que la pression est élevée.

L'hydrogène sulfuré

C'est le polluant le plus indésirable du biogaz. A faible teneur (0 - 2000 ppm), il est très corrosif vis-à-vis du cuivre et de ses alliages, mais peut être véhiculé dans des conduites en acier zingué. Dans ces proportions, l'utilisation du biogaz comme combustible se fait normalement moyennant certaines précautions, comme par exemple le tubage en acier inoxydable de la cheminée. L'utilisation avec rejet des produits de combustion dans un local habité est par contre plus délicate du fait de la production de SO₂, qui est irritant.

Pour des teneurs plus importantes, pouvant aller jusqu'à 2%, la corrosion de toutes les parties métalliques non inoxydables est prévisible. De plus, la respiration accidentelle de biogaz devient très dangereuse. On notera en effet qu'une teneur en H₂S de 1000 ppm est rapidement mortelle.

Les effets toxiques de l'hydrogène sulfuré sont présentés dans le tableau suivant :

Concentration (ppm)	Effets observés
10	Seuil limite
5 - 40	Seuil d'odeur (mais paralysie de la sensibilité olfactive)
20 - 100	Léger mal de tête, vision troublée, picotements des yeux
100 - 200	Etourdissements, migraine
500	Affection du système nerveux, vertiges, vomissements, évanouissement
1000	Evanouissement, mort (souvent par asphyxie due à l'inhalation des matières vomies)

L'ammoniac

Il n'est pas présent dans tous les cas de méthanisation. Il génère une légère corrosion des composés en cuivre, et sa combustion, qui forme des oxydes d'azote, comporte aussi des effets irritants et nocifs.

Le gaz carbonique

C'est un constituant principal du biogaz. Sa dissolution dans les condensats lui confère une importante activité corrodante, car, en solution, il conduit à la formation d'acide carbonique. Son élimination n'est en général pas nécessaire pour des utilisations thermiques. Dans certains cas (carburation automobile, injection en mélange dans un réseau de gaz naturel, débits importants), il peut être économiquement valable de procéder à son élimination.

Le tableau suivant présente les plages de teneurs en divers constituants du biogaz :

Constituants		Concentration [% Vol]
Méthane	(CH ₄)	40 – 75
Gaz carbonique	(CO ₂)	25 – 60
Hydrogène sulfuré	(H ₂ S)	0 – 1
Azote	(N ₂)	0 – 7
Oxygène	(O ₂)	0 – 2
Hydrogène	(H ₂)	0 – 1

(D'après Thomé-Kozmiensky K.J., 1989)

5.2.1.2 Caractéristiques

Densité

La densité d'un gaz dépend de ses constituants et de leurs concentrations relatives. La densité du biogaz en fonction de sa teneur en méthane est indiquée dans le tableau suivant :

Teneur en CH ₄ (%)	50	60	80	90
Densité relative à l'air	1,040	0,942	0,745	0,652

Cela signifie que le biogaz est plus léger que l'air et qu'il ne s'accumulera pas au sol en cas de fuite, contrairement au propane, par exemple.

Point critique

C'est l'état thermodynamique dans lequel les phases gazeuse et liquide d'une substance coexistent en équilibre. Le point critique pour le méthane est -82,5°C, quelle que soit la pression. Il s'agit ici d'une limitation majeure dans les possibilités de stockage et de valorisation du biogaz.

Pouvoir calorifique

Le pouvoir calorifique inférieur représente la quantité d'énergie libérée lors de la combustion complète d'une masse ou d'un volume unitaire de combustible, sous 1 atm et à 0°C, en admettant que l'eau produite reste à l'état de vapeur. Le pouvoir calorifique inférieur (PCI) est déterminé par

la teneur en méthane. Les deux tableaux qui suivent présentent les PCI du biogaz et de quelques autres combustibles, puis les équivalences volumiques entre le biogaz et ces mêmes combustibles.

Combustible	MJ kg ⁻¹	MJ m ⁻³
Méthane	50,0	35,9
Biogaz épuré (90% CH ₄)	45,0	32,2
Biogaz moyen (60% CH ₄)	30,0	21,5
Gaz naturel	48,7	36,1
Butane	45,7	118,5
Propane	46,4	90,9
Méthanol	19,9	15,9 10 ³
Ethanol	26,9	21,4 10 ³
Essence	45,0	33,3 10 ³
Diesel	42,1	34,5 10 ³

Biogaz 1 m ³	Butane (m ³)	Propane (m ³)	Méthanol (litre)	Ethanol (litre)	Essence (litre)	Diesel (litre)	Gaz naturel (m ³)
Moyen 60% CH ₄	0,18	0,24	1,35	1,01	0,65	0,62	0,60
Epuré 90% CH ₄	0,27	0,36	2,03	1,51	0,97	0,94	0,89

Pouvoir comburivore

C'est le nombre sans dimension exprimant le rapport du volume d'air nécessaire à la combustion stœchiométrique d'un volume unitaire de gaz, sous conditions normales (0° C, 1 atm). Quelques valeurs de ce rapport air-combustible sont données ci-dessous :

Combustible	(m ³ air / m ³ gaz)
Méthane	9,52
Biogaz moyen (60% CH ₄)	5,71
Biogaz épuré (90% CH ₄)	8,57
Propane	23,78
Butane	30,97

En raison de l'hétérogénéité des mélanges air/gaz, les volumes pratiquement utilisés sont plus élevés que les volumes stœchiométriques de façon à éviter la formation de gaz imbrûlés. La composition d'un mélange combustible air/gaz peut être exprimée par le rapport ϕ :

$$\phi = \frac{\text{(masse combustible / masse air) réel}}{\text{(masse combustible / masse air) stœchiométrique}}$$

Lorsque $\phi < 1$, on parle de mélange «maigre», et lorsque $\phi > 1$, on qualifie le mélange de «riche». Ce rapport est également appelé facteur d'excès d'air.

Vitesse de flamme

Si l'on approche une allumette enflammée de l'extrémité ouverte d'un tube renfermant un mélange gazeux combustible, on voit se former une flamme qui rentre aussitôt dans le tube; la flamme se propage à l'intérieur du tube avec une certaine vitesse dite vitesse de flamme.

Pour que la combustion d'un gaz s'opère normalement, il faut que la vitesse d'écoulement du mélange combustible à l'embouchure du tube mélangeur corresponde à la vitesse de flamme. En deçà, la vitesse d'écoulement étant trop faible, la combustion se propage vers le mélangeur. Pour un débit élevé et donc une vitesse d'écoulement supérieure à la vitesse de flamme, cette dernière décolle du brûleur et s'éteint.

Dans le cas du méthane, la vitesse de flamme atteinte $25 \text{ cm} \cdot \text{s}^{-1}$ pour un biogaz contenant 60 % de CH_4 et 40 % de CO_2 . La vitesse de flamme dépend également du rapport air/combustible; elle atteint son maximum pour un mélange légèrement riche.

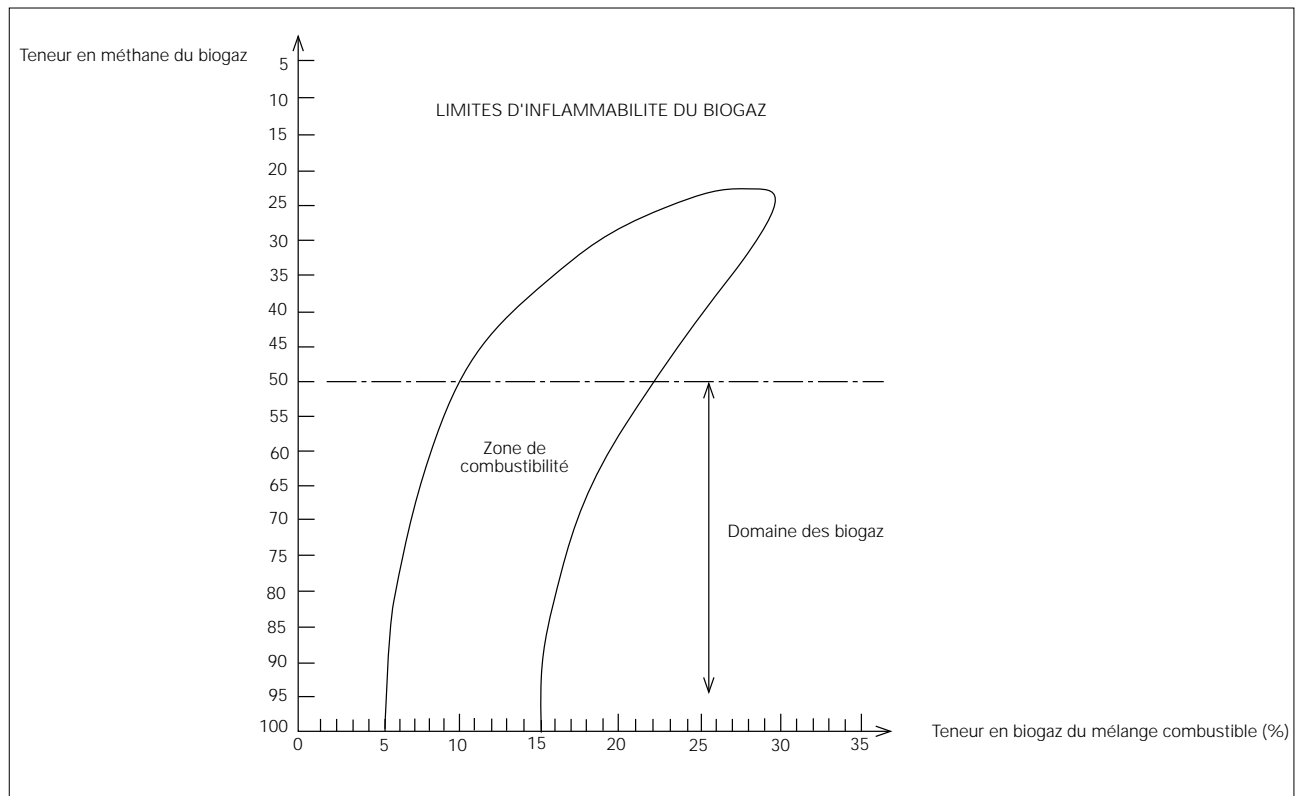
Limites d'inflammabilité

Un mélange gazeux n'est inflammable que si la proportion du gaz combustible dans le mélange combustible-air est comprise entre deux limites d'inflammabilité: la limite inférieure correspond à un mélange pauvre en combustible, la limite supérieure correspond à un mélange riche. Ces limites dépendent des dimensions de l'enceinte emprisonnant le mélange gazeux, le domaine d'inflammabilité s'élargissant lorsque les dimensions augmentent. Elles peuvent aussi être affectées par les variations de température et de pression autour des conditions normales.

Les limites d'inflammabilité d'un gaz constitué, comme le biogaz, d'un combustible (CH_4) et d'un gaz neutre (CO_2) ne sont déterminables qu'expérimentalement. Le diagramme qui suit situe le domaine d'inflammabilité du biogaz. On remarquera qu'en dessous de 23 % de méthane un biogaz n'est pas combustible.

Les risques d'explosion existent lorsque deux conditions sont remplies: existence d'un mélange air-biogaz potentiellement explosif et présence d'une source d'inflammation. Le mélange méthane-air devient explosible à une teneur en méthane comprise entre 5 et 15 % vol.; si le biogaz contient environ 35 % de gaz carbonique, ces limites se resserrent à 5 – 12 % vol.

Les sources d'inflammation sont principalement constituées par des flammes ouvertes, des étincelles d'interrupteurs électriques, des coups de foudre ou encore par des surfaces très chaudes. Les dangers d'explosion sont particulièrement à prendre en compte dans des locaux fermés ou peu ventilés et où des risques de dégagements intempestifs de biogaz peuvent se présenter.



Interchangeabilité

Deux gaz sont parfaitement interchangeables pour une utilisation donnée s'ils possèdent les mêmes indices d'interchangeabilité. Ces paramètres sont

a) l'indice de Wobbe (W) :

$$W = \frac{PCS}{\sqrt{d_0}}$$

qui s'exprime en kWh / m³ (n)

où PCS = pouvoir calorifique supérieur

et d₀ = densité normale

Il est nécessaire de lui apporter deux termes correctifs :

- k₁, pour tenir compte de l'influence de la viscosité de certains mélanges gazeux sur les caractéristiques de l'injecteur de gaz;
- k₂, pour tenir compte de l'influence de l'oxygène, du monoxyde de carbone et du gaz carbonique sur les phénomènes de combustion.

On obtient ainsi l'indice de Wobbe corrigé (W') :

$$W' = k_1 \cdot k_2 \cdot W;$$

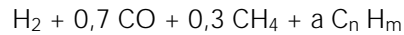
dans le cas du mélange méthane – gaz carbonique, l'indice de Wobbe corrigé se réduit à l'expression suivante :

$$W'_{\text{biogaz}} = 1 + 0,026 \cdot \text{CO}_2\% \cdot W.$$

b) l'indice de comburité (B), qui définit l'interchangeabilité :

$$B = \frac{Va}{\sqrt{do}}$$

où Va est le pouvoir comburivore qui est égal à :



et où H_2 , CO , CH_4 et $C_n H_m$ sont les teneurs exprimées en % des constituants combustibles du gaz.

$0,7$, $0,3$ et a sont les coefficients spécifiques à chaque constituant combustible

et do = densité normale.

Dans le cas du mélange méthane-gaz carbonique, l'indice de comburité se réduit à l'expression :

$$B_{\text{biogaz}} = \frac{0,3 CH_4 \%}{\sqrt{do}}$$

Le tableau suivant donne les indices d'interchangeabilité de quelques biogaz :

Teneur du biogaz		W'	B
CH ₄	CO ₂	[kWh / m ³ (n)]	
50	50	6,126	14,7
60	40	7,560	18,5
70	30	9,055	22,8

5.2.2 Utilisation thermique

Les appareils prévus à la construction pour utiliser du biogaz ou un mélange sont dotés de brûleurs et de chambres de combustion déterminés de façon à pouvoir fonctionner entre les limites extrêmes de composition du gaz combustible.

Pour les appareils prévus à l'origine pour d'autres combustibles, l'adaptation doit être étudiée de cas en cas et est presque toujours réalisable sans difficulté. Ces modifications portent sur les brûleurs, pour les appareils prévus à l'origine pour des combustibles liquides ou gazeux. Leur rendement est alors presque toujours amélioré du fait de la réduction de l'excès d'air et de la diminution de la température des fumées.

Les problèmes spécifiques liés à l'adaptation du biogaz sur un équipement thermique sont de trois ordres :

- **Influence de la pression :** pour une utilisation donnée, il est nécessaire d'assurer le respect de la pression de réglage des brûleurs, dans un intervalle de $\pm 10\%$. Si cette condition n'est pas remplie, on doit assurer par surpression une pression supérieure à la pression d'utilisation, dans tout le réseau, et équiper chaque appareil d'un détendeur.

- **Influence de la composition:** les variations de composition du biogaz posent certains problèmes pour l'utilisation; il s'agit essentiellement de la teneur en CO₂ dont la variation entraîne des modifications du pouvoir calorifique et de la vitesse de flamme. Ces variations peuvent avoir deux conséquences :
 - difficultés d'allumage du brûleur ou arrêt total par soufflage de la flamme ou par fermeture du système électronique de surveillance de flamme;
 - fonctionnement permanent avec un réglage défectueux du brûleur entraînant un rendement inférieur à l'optimal.

Pour des équipements industriels, il est possible, en utilisant un dispositif de mesure en continu du pouvoir calorifique, de régler l'admission d'air afin d'assurer une combustion optimale.

En pratique, lorsque le digesteur fonctionne en régime établi, les variations notables de composition du biogaz constituent des cas exceptionnels, et il est alors possible de régler les appareils avec une composition moyenne du biogaz assurant encore un fonctionnement satisfaisant aux compositions extrêmes.

- **Corrosion par l'hydrogène sulfuré:** en présence de biogaz non épuré, certaines parties des brûleurs, telles que les injecteurs et les orifices calibrés, souvent fabriqués en laiton, doivent être remplacées par des pièces en acier inoxydable.

5.2.3 Utilisation du biogaz dans les moteurs

Du point de vue technologique, on remarquera que dans les moteurs à allumage commandé, qui sont les plus répandus (moteurs à essence), le mélange combustible est allumé par une étincelle. Dans les moteurs à allumage par compression (moteurs Diesel), on utilise un combustible à basse température d'auto-inflammation pour provoquer l'inflammation du mélange combustible. Les moteurs Diesel/gaz sont des moteurs à deux combustibles (dual fuel). Le mélange air-gaz est aspiré par le moteur, comprimé puis enflammé par injection de combustible diesel.

Les paramètres qui régissent le fonctionnement de moteurs alimentés au biogaz sont les suivants :

Importance de l'indice de méthane

La caractéristique principale d'un gaz utilisé dans un moteur à gaz est son pouvoir antidétonant.

Par rapport au moteur Diesel qui n'absorbe que de l'air, le moteur à gaz utilise un mélange d'air et de gaz qu'il comprime mais ne doit pas exploser par autoallumage avant ou après l'étincelle sous peine de « cogner ».

Le fonctionnement d'un moteur qui « cogne » se reconnaît facilement au bruit caractéristique engendré par de fréquentes vibrations et doit être immédiatement arrêté sous peine de graves ennuis mécaniques.

Il est possible de combattre le phénomène de cognement par :

- la diminution de la puissance à l'arbre, c'est-à-dire charge partielle,
- l'introduction d'un mélange air/gaz plus froid,
- le choix d'un gaz à haut pouvoir antidétonant,
- la diminution du taux de compression au détriment du rendement.

Le pouvoir antidétonant d'un gaz est déterminé par la valeur de son indice de méthane. Les résultats de nombreux essais ont permis de mettre au point une méthode pour déterminer l'indice de méthane de mélanges gazeux et aujourd'hui, grâce à l'informatique et sur la base d'une simple analyse, cet indice peut être immédiatement connu.

Pour tenir compte de la haute technicité des moteurs à gaz actuels, en particulier des moteurs suralimentés, et afin de garantir un fonctionnement fiable ainsi qu'une solution économiquement intéressante, il faut porter son choix sur l'utilisation de gaz avec indice de méthane le plus élevé possible.

La plupart des gaz naturels ont un indice de méthane compris entre 78 et 98, ce qui les rend utilisables sans restriction. Il n'en est pas de même pour les gaz de pétrole qui ne sont que partiellement ou difficilement utilisables en raison de leur indice de méthane qui peut fortement varier et diminuer.

Il est à remarquer que, dans certains réseaux d'alimentation en gaz naturel, on procède à l'adjonction occasionnelle d'un mélange propane/air, voire même butane/air, ce qui diminue momentanément l'indice de méthane. Dans ce cas, le fabricant de moteur à gaz doit déterminer si un fonctionnement dans de telles conditions est acceptable, le cas échéant avec quelle réduction de puissance et moyennant quelles précautions.

Présence de soufre

La présence d'hydrogène sulfuré dans le biogaz peut conduire, après combustion dans les cylindres, à la formation d'acide sulfurique, lequel, selon la quantité, est susceptible de nuire au bon fonctionnement du moteur, voir même de le détériorer.

A titre d'exemple, les prescriptions de teneurs maximales de deux des plus importants fournisseurs sont les suivantes :

DEUTZ-MWM	FIAT-SAURER THERMOTECNIQUE
Soufre total < 2200 mg/Nm ³ CH ₄	
Hydrogène sulfuré < 0,15 % Vol	Hydrogène sulfuré < 0,1 % Vol

Pour des quantités inférieures, les produits issus après combustion restent sous forme gazeuse et ne devraient pas avoir d'effets négatifs, alors que, pour des quantités avoisinant les valeurs maximales citées, il peut s'avérer qu'après analyse l'augmentation de la fréquence des vidanges d'huile soit jugée nécessaire. Au-dessus de ces valeurs limites, aucune garantie n'est envisageable.

Mélange air/gaz

Le rapport «lambda» (λ) du mélange gazeux est la caractéristique la plus importante pour la combustion. Ce rapport indique la proportion du mélange air/gaz, c'est-à-dire si le gaz est consommé avec une déficience d'air ou au contraire avec un surplus d'air et si le mélange air/gaz ainsi obtenu se situe encore dans les limites d'allumage.

Présence de CO₂ dans le gaz

En présence de gaz énergétiquement faibles et d'un fonctionnement à mélange maigre ($\lambda = 1,4$), le cycle de combustion peut être influencé par la présence de CO₂. En principe, le CO₂ est un frein bienvenu au phénomène de «cognement», mais il présente l'inconvénient de provoquer une diminution importante de la vitesse de combustion, ce qui retarde la fin de la réaction, augmente la température des cylindres et diminue le rendement de la machine. En présence de CO₂ dans le gaz, il est nécessaire de réduire la puissance du moteur pour éviter une surcharge thermique.

Réduction du pouvoir calorifique inférieur du gaz

Si le pouvoir calorifique inférieur du gaz diminue, la puissance du moteur va diminuer proportionnellement pour autant que la quantité de gaz absorbée ne puisse compenser cette diminution. Cette compensation éventuelle représente cependant une variation du mélange air/gaz et n'est possible que dans un moteur à mélange maigre (surplus d'air). Pour un moteur à mélange $\lambda = 1$, la puissance diminue proportionnellement et la consommation spécifique augmente à cause de la charge partielle.

Présence de vapeur d'eau dans les gaz

En principe, la présence de vapeur d'eau dans les gaz doit être limitée de façon à ce que dans tous les régimes de fonctionnement, même au démarrage «à moteur froid», on évite la formation de condensation dans le moteur. De cas en cas, le fabricant du moteur autorisera plus de vapeur d'eau sous certaines conditions.

Présence de poussière dans les gaz

Pour tenir compte de la capacité restreinte du filtre à gaz et du filtre à huile ainsi que des éventuels phénomènes d'usure du mécanisme d'entraînement, la quantité de poussière doit être limitée.

5.2.3.1 Respect des normes OPair 92

Pour les moteurs à gaz à quatre temps qui sont de loin les plus répandus, il existe actuellement plusieurs procédés d'épuration des gaz d'échappement permettant de répondre aux normes OPair 92. Les deux principaux procédés sont présentés ci-après :

a) Combustion maigre avec moteur à aspiration naturelle ou suralimenté

Le fonctionnement des moteurs à combustion maigre, c'est-à-dire avec surplus d'air, permet d'abaisser les températures de pointe de la combustion et de diminuer ainsi les rejets d'oxyde d'azote NO et NO₂. Le

fonctionnement avec combustion maigre signifie une diminution du contenu énergétique de la charge qui se traduit inévitablement par une réduction de la puissance disponible à l'arbre. Il est cependant possible de compenser largement cette diminution de puissance par suralimentation avec turbine sur les gaz d'échappement.

La plupart du temps, c'est le mélange air/gaz qui est ainsi comprimé, ce qui le rend homogène et évite l'adjonction d'un surpresseur séparé pour élever la pression du gaz. Le fonctionnement avec surplus d'air rend le déroulement de la combustion plus lent et favorise la production de monoxyde de carbone ainsi que de restes d'hydrocarbure non brûlé pouvant aller jusqu'à provoquer des ratés dans la combustion. Un dispositif de réglage propre au moteur doit ajuster en permanence le mélange air/gaz afin d'éviter les ratés de combustion tout en maintenant les rejets d'oxyde d'azote aux valeurs prescrites. Ce procédé de combustion maigre rentre en ligne de compte avec tous les gaz utilisables dans les moteurs.

b) combustion $\lambda = 1$ avec moteur équipé d'un catalyseur à trois voies

L'épuration la plus élevée des gaz d'échappement est obtenue avec le moteur à combustion riche (avec légère déficience en air) utilisé avec catalyseur à trois voies. Il faut cependant noter que certaines matières contenues dans le gaz, même en faible quantité, peuvent détruire le catalyseur. Il s'agit notamment du soufre S, du phosphore P, du zinc Zn, de l'arsenic As, du chlore Cl et du fluor F.

D'autre part, l'huile de graissage du moteur sera choisie en accord avec le fabricant du catalyseur. Pour utilisation avec le gaz propane ou mélange propane/gaz naturel, le catalyseur sera surdimensionné afin de tenir compte du taux de transformation élevé pour les hydrocarbures.

Un dispositif de réglage propre au moteur ajuste en permanence le mélange gaz/air. Le catalyseur à trois voies nécessite une température de gaz élevée (sans toutefois dépasser 600° C) et doit être placé près du dispositif d'échappement du moteur. Il faut éviter les gaz non brûlés capables de détruire le catalyseur.

5.2.4 Valorisation dans un couplage chaleur-force

Conception globale

Un couplage chaleur-force (CCF) est avant tout un producteur de chaleur qui ne doit pas céder sa chaleur à l'environnement mais l'utiliser pour les besoins de chauffage. Par rapport à une centrale traditionnelle, ce sont ainsi 60 % d'énergie économisée. Le terme de couplage sous-entend également une exécution compacte (en allemand «Blockheizkraftwerk»). La machine d'entraînement la plus répandue pour ces couplages est le moteur à gaz, mais on trouve également les moteurs diesel/gaz et les turbines à gaz. Le courant produit par le couplage est utilisé sur place ou injecté dans le réseau public d'électricité. La chaleur du circuit moteur et du circuit d'échappement est utilisée pour les besoins du chauffage.

Dimensionnement

Le dimensionnement d'un couplage chaleur-force est capital pour la rentabilité du système. Si le couplage est surdimensionné, il ne fonctionnera que trop peu d'heures et la faible quantité d'électricité produite ne permettra pas un amortissement rapide de l'installation. Le couplage avec moteur à gaz doit être dimensionné par rapport à la puissance de chauffage nécessaire mais au plus entre 20 et 35 % de la puissance maximale de chauffage requise.

Pour des installations existantes, il est impératif de déterminer la puissance de chauffage effective nécessaire. En aucun cas, le couplage chaleur-force ne doit être dimensionné en fonction de la puissance installée qui est souvent plus que surdimensionnée. Pour être en mesure de tenir compte des impératifs aussi bien du chauffage que de la production d'énergie électrique, il faut prévoir une accumulation de chaleur.

Moteur

Le type de moteur sera choisi en fonction du gaz à disposition et du respect des normes OPair 92. Dans la plupart des CCF, le moteur est un dérivé du moteur Diesel à quatre temps. Certains constructeurs proposent des moteurs stationnaires, robustes, qui fonctionnent à maximum 1500 t/min et ont été spécialement développés pour la production d'énergie. Le moteur doit comprendre également la régulation de vitesse, le système de réglage pour le mélange air/gaz ainsi que tous les capteurs pour la surveillance de pression d'huile, niveau d'eau, etc.

Génératrice

Suivant l'utilisation et la grandeur du couplage, on utilisera une génératrice synchrone ou asynchrone.

La génératrice synchrone fabriquée aujourd'hui en grande série permet de travailler en îlot et d'utiliser le CCF également comme groupe de secours. La mise en parallèle sur le réseau a lieu sans à-coup, après synchronisation et, grâce à sa régulation de tension, la machine peut être exploitée dans sa meilleure plage de rendement, proche de $\cos \varphi 1$.

La génératrice asynchrone, plus simple à fabriquer, n'est en principe pas prévue pour produire du courant de secours. Suivant sa dimension, elle est couplée au réseau à l'arrêt ou à sa vitesse nominale, soit directement, soit par l'entremise d'un système de limitation du courant. Un dispositif de compensation du $\cos \varphi$ (batterie de condensateurs) centralisé ou dans le tableau du CCF doit être prévu.

Production de chaleur

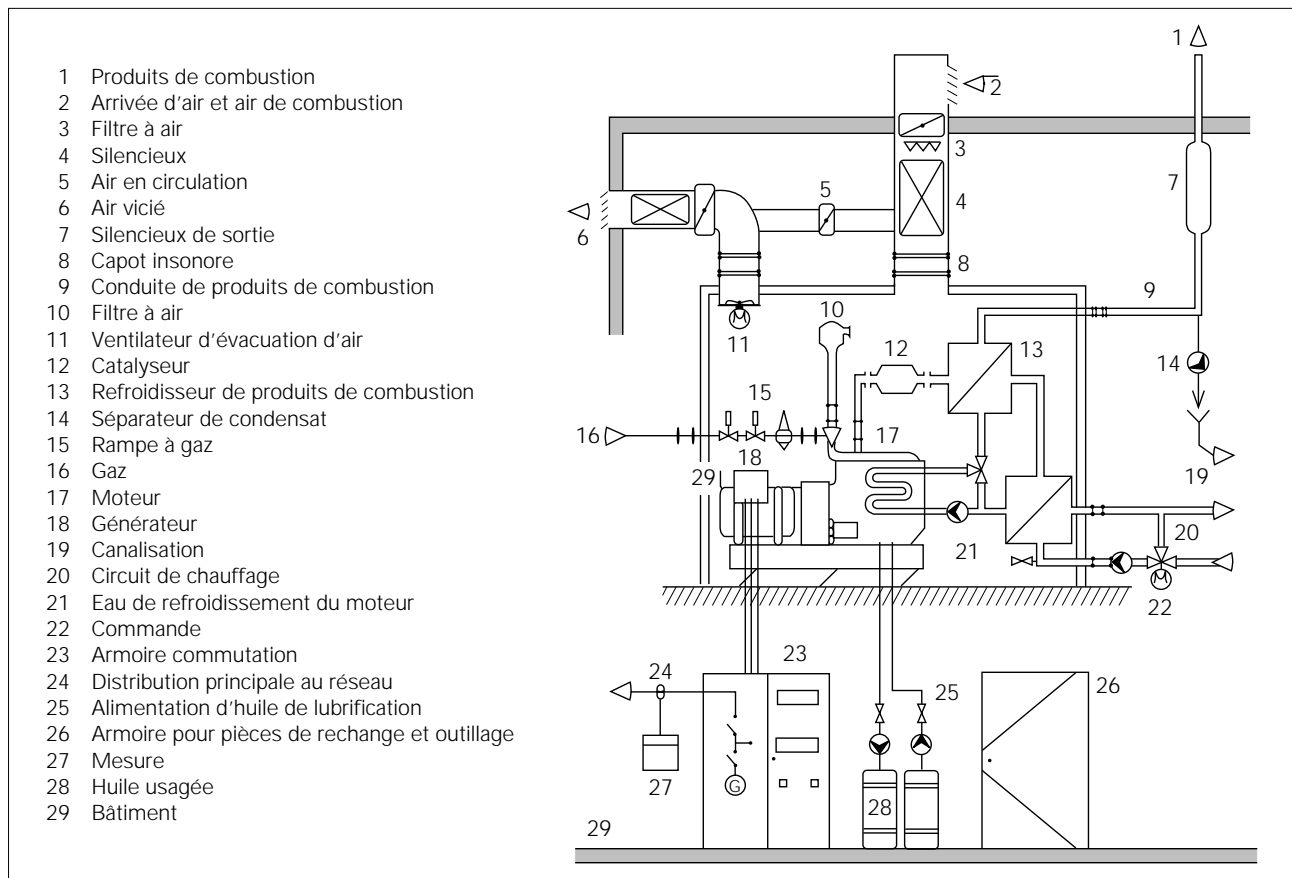
Il y a deux dispositifs principaux de récupération de chaleur sur le circuit du moteur, à savoir :

- récupérateur sur le circuit des cylindres;
- récupérateur sur le circuit des gaz d'échappement.

En principe, le circuit hydraulique est conçu pour que la totalité de la chaleur récupérée soit cédée à un échangeur eau/eau. L'aller au circuit chauffage ne devrait pas excéder 85° C avec un retour de l'ordre de 70° C (maximum 55° C à 65° C avec une pompe à chaleur pour air rayonné). Dans

certaines installations, une chaudière d'appoint placée en série avec le CCF permet encore d'élever la température de l'aller dans certaines périodes ou circonstances.

Le schéma suivant présente le principe d'un circuit de refroidissement et récupération :



Chaleur rayonnée

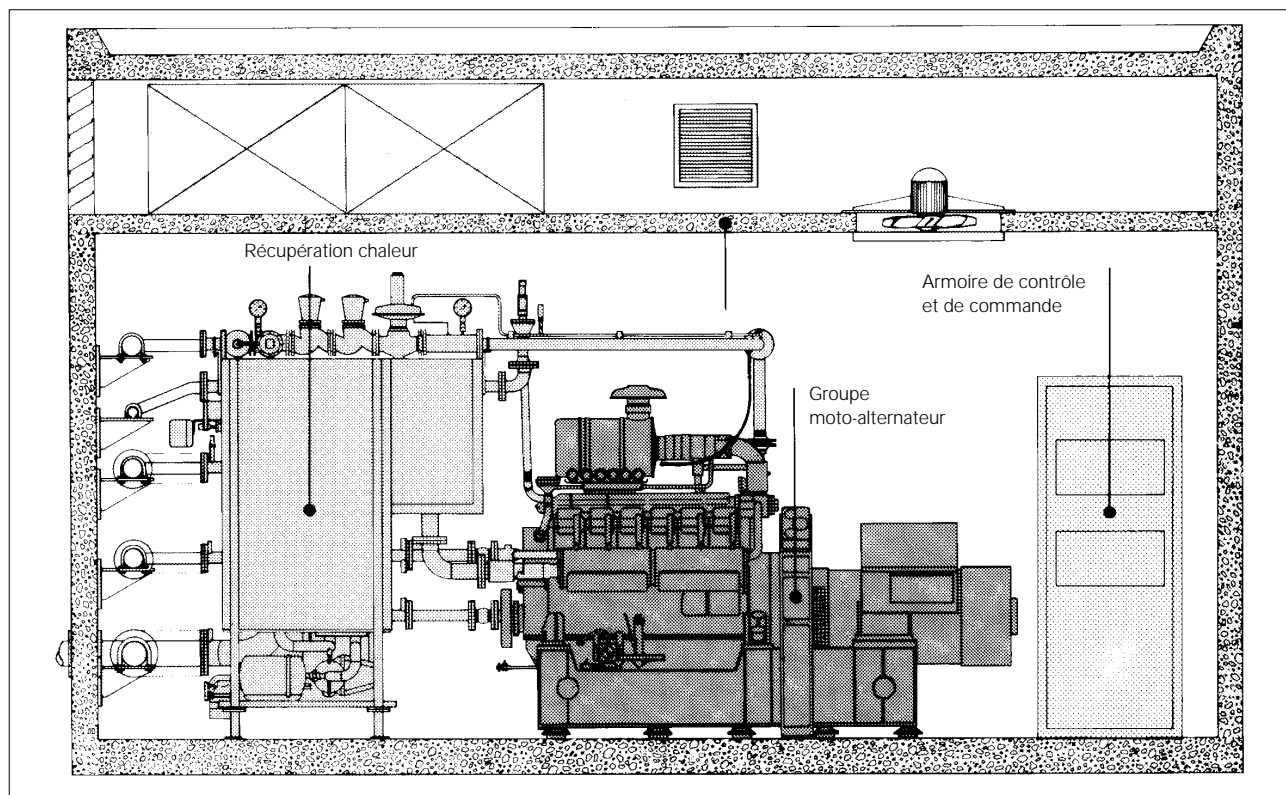
Le moteur à gaz, la génératrice, les échangeurs ainsi que la tuyauterie d'eau et de gaz bien qu'isolés, rayonnent une certaine quantité de chaleur qui doit être récupérée ou éliminée. Il existe en principe deux variantes possibles, soit :

- ventilation continue du couplage avec perte de la chaleur rayonnée,
- ventilation continue du couplage avec récupération de la chaleur rayonnée dans un circuit particulier (préchauffage d'eau, etc.) ou dans une pompe à chaleur.

Installation dans un local technique

En règle générale, le CCF (au minimum moteur, générateur et rampe à gaz) est placé dans une enceinte acoustique qui ramène le bruit de la machine à environ 70 à 75 dBA. Cette enceinte doit avoir suffisamment de portes et d'accès pour garantir le service sans complications. Suivant le lieu, des précautions spéciales devront être prises pour diminuer le bruit

dans les circuits d'air et sur la cheminée d'échappement. D'une manière générale, il faut apporter beaucoup de soin à tout ce qui concerne l'accessibilité pour effectuer les services d'entretien ou les révisions. La figure suivante illustre l'intégration d'un CCF dans un local modulaire :



Autres systèmes

Le moteur à gaz peut entraîner d'autres éléments qu'une génératrice. Par exemple :

- Compresseur d'une pompe à chaleur ou compresseur pour une installation de production de froid.
- Soufflante pour station d'épuration.
- Machines composées avec génératrice / moteur asynchrone, compresseur ou soufflante, accouplements électromagnétiques.

5.3 Coûts et recettes

Les aspects économiques de la production de biométhane par digestion anaérobie de déchets solides et liquides sont influencés par de nombreux facteurs qui résultent non seulement du schéma de traitement et du procédé retenus, mais aussi des conditions financières locales. Ces facteurs comprennent la taille de l'installation, l'utilisation des produits, les contraintes environnementales, les conditions du marché, les incitations tarifaires et politiques, le coût de la disponibilité de l'argent nécessaire à la réalisation, entre autres. Il est important de prendre en compte l'ensemble de ces paramètres pour déterminer la rentabilité de chaque projet.

Du fait de la multiplicité des facteurs intervenant dans l'analyse économique d'un projet, il n'est pas possible de généraliser les conditions à remplir en vue d'assurer un cadre économique favorable. Chaque projet doit faire l'objet d'une analyse individuelle et minutieuse.

Le tableau suivant propose un inventaire des éléments principaux pouvant être pris systématiquement en considération dans l'évaluation économique d'une installation de digestion anaérobie.

FRAIS FIXES: INVESTISSEMENT

Equipements et installations
Terrain
Mise en service

FRAIS VARIABLES: EXPLOITATION

Personnel : surveillance, maintenance et entretien.
Fournitures : matières premières, produits chimiques, adjuvants, nutriments, eau.
Energie : autoconsommation en électricité, combustible et carburant.
Matériels : pièces de rechange.
Post-traitement
Analyses : fonctionnement, maintenance et suivi du laboratoire.
Assurances et taxes.

Les parties constituant une installation de méthanisation peuvent être regroupées en quatre domaines principaux :

- 1) préparation et prétraitement du substrat frais;
- 2) digestion anaérobie;
- 3) traitement et valorisation du biogaz;
- 4) stockage, traitement, élimination/valorisation du substrat digéré.

Les équipements et installations regroupés dans ces domaines sont repris ci-après en détail :

a) Préparation et prétraitement du substrat frais

La zone de préparation des déchets comporte habituellement des équipements de dilacération et/ou de broyage en vue d'une réduction granulométrique. Elle comporte également des dispositifs de tri destinés à

séparer les fractions indésirables ou les substances contaminantes ou toxiques. Les équipements de transport destinés à convoier le substrat d'un poste de traitement à un autre font également partie de ce domaine; il s'agit notamment de bandes transporteuses, des convoyeurs à vis ou de pompes à effluents. Le prétraitement du substrat peut s'avérer nécessaire pour briser les fractions ligno-cellulosiques et accroître la solubilisation des matières solides.

L'ampleur des étapes de préparation et de prétraitement déterminera des investissements supplémentaires, ainsi que des coûts d'exploitation plus élevés (énergie, matériel, personnel, laboratoire).

b) Digestion anaérobie

Le choix du système de digestion est en général fixé par les caractéristiques du déchet à traiter. Il est de même important d'évaluer les effets des variations du temps de rétention, du taux de charge et de la concentration en matières sèches dans le digesteur, sur le dimensionnement du réacteur et par conséquent sur les frais d'investissement.

Les frais d'investissement des équipements et installations suivants sont à considérer :

- réacteur de digestion et ses accessoires (dispositifs internes, séparateurs de gaz, évacuation du substrat digéré, etc.);
- brasseurs;
- pompes;
- matériels de décantation/séparation (cuves de sédimentation, membranes, etc.);
- système de réchauffage et calorifugeage des équipements;
- instrumentation et dispositifs de contrôle;
- bâtiments et abris pour équipements;
- équipements de contrôle (pH, nutriments, etc.).

Les besoins énergétiques pour le réchauffage des déchets à traiter et le maintien en température du digesteur sont à évaluer. On tiendra compte également de la comparaison entre les pertes thermiques et les coûts de l'isolation, ainsi que des possibilités d'échange de chaleur entre substrats frais et digéré. Le maintien en température de l'installation de méthanisation peut selon les cas consommer entre 10% et 60% de l'énergie produite sous forme de biogaz. Le choix de la température de fonctionnement, en régime psychrophile, mésophile ou thermophile entrera également en considération. Il y aura lieu, lors du choix d'un système de digestion, de réaliser un compromis entre la simplicité de la réalisation, des taux de charge élevés et un bilan énergétique favorable.

c) Traitement et valorisation du biogaz

La forme d'utilisation du gaz produit détermine, dans la plupart des cas, l'extension des traitements (épuration) et du conditionnement (compression).

Les équipements nécessaires à un stockage conforme aux normes techniques de sécurité doivent être intégrés à l'installation. Les systèmes de cogénération (couplages chaleur-force) améliorent le rendement

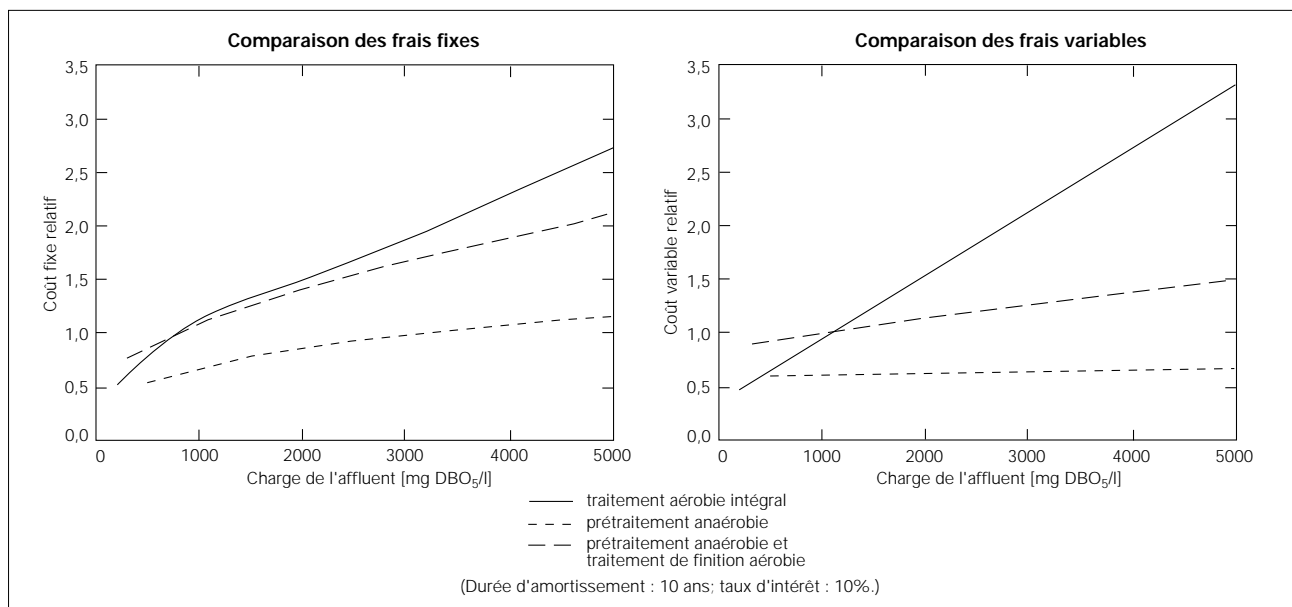
d'utilisation du biogaz; ils nécessitent l'installation de dispositifs garantissant la sécurité de la production d'électricité et son éventuelle injection dans un réseau publique.

d) Stockage, traitement, élimination/valorisation du substrat digéré

Pour chaque concept de traitement de déchets mettant en œuvre la méthanisation, il y aura lieu d'étudier les possibilités d'utilisation des boues digérées, de l'effluent méthanisé ou du digestat, comme amendement organique ou même en alimentation animale. Un regroupement des marchés et des filières d'écoulement des produits digérés sera dans tous les cas souhaitable.

Dans certaines situations, il s'agira d'éliminer les effluents digérés, notamment en les soumettant à un post-traitement aérobie, dans une installation associée au système de digestion, ou dans une station d'épuration publique. Les coûts de ces opérations (exploitation de l'étape aérobie, redevance pour rejet à la STEP) devront alors être considérés.

Les graphiques suivants montrent une comparaison de coûts pour des systèmes de traitement aérobie, anaérobie et combinés :



(D'après Eckenfelder W.W. et al., 1988)

En plus des considérations précédentes, qui sont valables pour les effluents autant que pour les déchets solides, on tiendra compte pour la méthanisation de ces derniers de **l'influence économique de certaines dispositions technologiques** telles que :

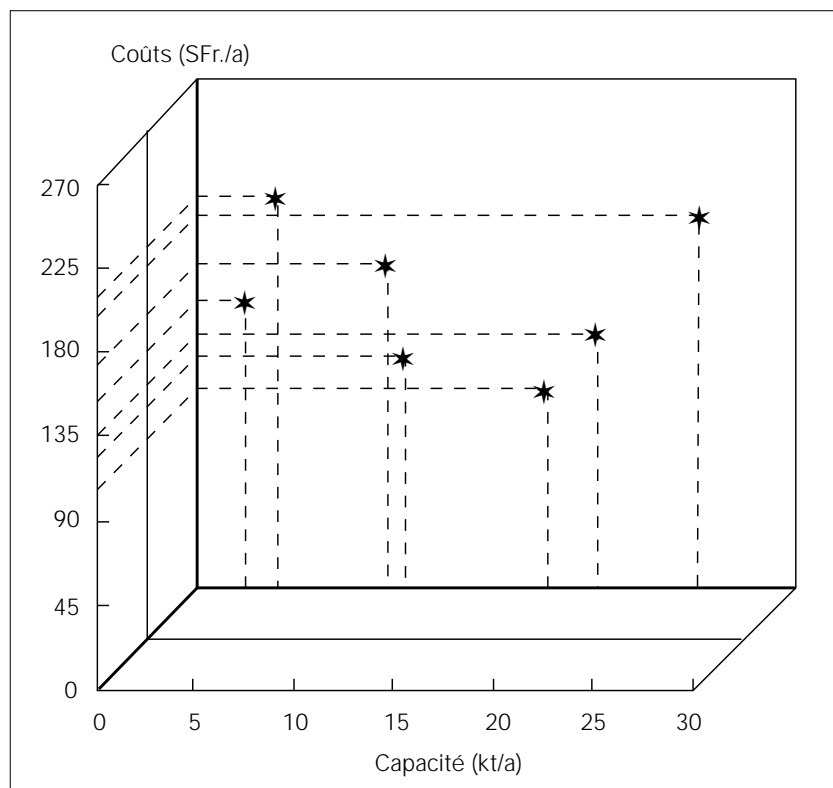
Réception des déchets: la question critique est assurément ici constituée par l'épuration de l'air, réalisée le plus souvent au moyen de bio-filtres. Ces derniers doivent en effet être dimensionnés de façon à réaliser les conditions optimales au développement des microorganismes capables de détruire les substances malodorantes. On observera qu'une élimination non biologique de ces effluves chimiquement multiples est quasiment impossible et assurément injustifiable économiquement.

Triage: le tri des déchets organiques est réalisé soit manuellement, soit par déferrailage magnétique. Les opérations de tri manuel engendrent des frais de personnel supplémentaires.

Broyage: en améliorant le broyage, on réduit les problèmes techniques de brassage et de mélange. Si l'on considère que les déchets organiques, et en particulier les fractions organiques d'origine ménagère, présentent une grande hétérogénéité de consistance, on doit se demander si le système de digestion adopté justifie d'avoir recours à des dispositifs de broyage coûteux et gourmands en énergie.

Traitement des eaux usées: selon les systèmes, la production d'eau usée en excès est comprise entre 250 l/t et 650 l/t. Ces résidus liquides peuvent être épandus comme engrais. Cette filière n'est cependant pas assurée à long terme et elle doit par ailleurs tenir compte des coûts résultant d'une postépuration (par exemple, élimination de l'ammonium, par nitrification-dénitrification).

Le graphique suivant montre les coûts totaux de traitement de différents procédés de méthanisation de déchets organiques ménagers, en phases humide ou sèche, en alimentation continue. On remarquera que les coûts totaux se situent entre Fr. 150.- et 250.- par tonne traitée.



5.4 Aspects législatifs

La construction d'une installation industrielle de méthanisation obéit à un certain nombre de dispositions légales. Cette partie du cours en fait une revue détaillée.

Il s'agit en premier chef de dispositions de droit public fédéral, cantonal, voire communal :

- **implantation.** L'implantation d'un tel ouvrage doit respecter les dispositions du droit de l'aménagement du territoire et des constructions.
- **protection de l'environnement.** Une installation de biogaz fonctionne à partir de déchets (matière fraîche) et rejette elle-même des résidus: effluents liquides, boues, déchets solides et biogaz (output). Elle est soumise au droit fédéral sur la protection de l'environnement et doit observer les diverses dispositions qui l'accompagnent.
- **nuisances.** L'exploitation d'une telle installation peut engendrer des nuisances: bruits, odeurs, rejets de matières polluantes dans l'atmosphère. Elle est soumise au respect des normes prévues dans ces domaines par le droit fédéral sur la protection de l'environnement.
- **exploitation et sécurité.** En raison des dangers que peuvent présenter ces installations (risques d'explosion en particulier), elles doivent strictement se conformer aux normes de sécurité en la matière, notamment à celles édictées par la CNA et par l'AEAI (Association des Etablissements cantonaux d'assurance contre l'incendie). Ces normes, bien que n'ayant qu'un caractère purement technique et non juridique, peuvent acquérir indirectement force juridique dans la mesure où une loi ou un règlement (cantonal ou communal) les déclare applicables. De même, si l'autorisation de construire et/ou d'exploiter fait de leur respect une condition de celle-ci, elles prennent force juridique.

Enfin, dans la mesure où le biogaz produit fait l'objet d'une distribution publique, d'autres problèmes juridiques peuvent encore se poser, telles la nécessité d'une convention pour le transport et la distribution d'énergie ou la pose de conduites sur le domaine public. Ces problèmes sont mentionnés pour mémoire.

Reprenons les divers textes et prescriptions évoqués en introduction :

5.4.1 Droit de l'aménagement du territoire et des constructions

De par leurs dimensions, leur configuration et les éventuelles nuisances dégagées, les installations de digestion anaérobie de déchets ne peuvent guère trouver place dans une zone destinée exclusivement ou principalement (zone mixte) à l'habitation; leur place se trouve donc bien plutôt en **zone industrielle**.

La construction et l'exploitation de l'installation devront en outre respecter les règles de fond et de forme en matière de police des constructions :

règles propres au régime de la zone d'implantation (le plus souvent communales) et règles générales sur la salubrité et la sécurité (de niveau cantonal).

Dans ce contexte, on rappellera encore que l'art. 20 OTD (Ordonnance sur le traitement des déchets) fait obligation aux cantons de coordonner, dans les limites de leurs compétences, les différentes procédures d'autorisations nécessaires à la construction ou à l'exploitation des installations de traitement de déchets, notamment en ce qui concerne les autorisations en matière d'aménagement du territoire, de défrichement et de protection des eaux, les autorisations au sens de la Loi sur le travail et de l'Ordonnance sur le mouvement des déchets spéciaux.

5.4.2 Etude d'impact sur l'environnement

Une installation de méthanisation peut à certaines conditions être soumise à l'étude d'impact au sens de l'art. 9 de la Loi fédérale du 7 octobre 1983 sur la protection de l'environnement (LPE) et de l'Ordonnance du 19 octobre 1988 relative à l'étude d'impact sur l'environnement (OEIE).

Ce dernier texte exige une telle étude pour des installations destinées au tri, au traitement, au recyclage ou à l'incinération de déchets d'une **capacité supérieure à 1000 tonnes par an**; pour les réservoirs destinés au stockage de gaz d'une capacité supérieure à 50 000 m³ de gaz en conditions normales; pour les conduites au sens de l'art. 1^{er} de la Loi fédérale du 4 octobre 1963 sur les installations de transport par conduites de combustibles ou carburants liquides ou gazeux, lorsque leur construction et leur exploitation sont soumises à concession; et enfin pour les stations d'épuration des eaux usées **plus grandes que 20 000 équivalents-habitants**.

Même lorsqu'une telle étude n'est pas prescrite par le droit fédéral, les cantons n'en doivent pas moins veiller au respect des dispositions légales et réglementaires sur la protection de l'environnement et ils peuvent, à ce titre, exiger l'établissement d'une **notice d'impact**.

5.4.3 Plans cantonaux de gestion des déchets

On examine ici la place d'une installation de méthanisation dans le concept général de gestion des déchets, en distinguant entre installations collectives et privées.

L'OTD fait obligation aux cantons d'établir un plan de gestion des déchets, qui doit notamment définir les zones d'apport, attribuer à chacune d'elles une installation de traitement des déchets, et de veiller à ce que les déchets d'une zone d'apport soient traités dans l'installation à laquelle ils ont été attribués. Ces dispositions sont prévues au premier chef pour les déchets urbains; elles peuvent être étendues à d'autres types de déchets si cela est nécessaire pour garantir qu'ils feront l'objet d'un traitement respectueux de l'environnement. Ces dispositions pourraient permettre aux cantons d'intégrer dans leurs plans de gestion une

ou plusieurs installations collectives de méthanisation pour les déchets susceptibles d'être traités par digestion anaérobie.

Quant aux installations privées, elles pourraient tomber sous le coup de l'art. 12 OTD, qui permet d'imposer au détenteur d'une entreprise industrielle, artisanale ou de prestation de services l'obligation de déterminer si des possibilités de valorisation existent ou sont à créer pour ses déchets, d'informer l'autorité compétente du résultat de ses recherches et enfin de veiller à la valorisation de ces déchets pour autant que cette opération soit techniquement possible et économiquement supportable et qu'elle soit, de surcroît, plus respectueuse de l'environnement que ne le seraient l'élimination desdits déchets et la production de biens nouveaux.

Les réglementations cantonales sont diverses et multiples; voici celles édictées par les cantons romands :

Vaud

Loi sur la gestion des déchets du 13 décembre 1989.

Berne

Loi sur les déchets du 7 décembre 1980.

Règlement d'application du 16 juillet 1980 d'une loi sur le traitement des déchets solides du 11 octobre 1972 (actuellement abrogée).

Fribourg

Loi du 22 mai 1974 d'application de la Loi fédérale du 8 octobre 1971 sur la protection des eaux contre la pollution, dont le chapitre V (art. 36 ss.) traite de l'élimination des déchets.

Arrêté du 3 décembre 1973 concernant l'élimination des ordures ménagères et déchets industriels.

Genève

Loi sur l'élimination des résidus du 16 décembre 1966 et son règlement d'application du 5 mars 1979.

Jura

Ordonnance sur la protection des eaux du 6 décembre 1978.

Neuchâtel

Loi concernant le traitement des déchets du 13 octobre 1980.

Valais

Loi du 16 novembre 1978 concernant l'application de la Loi fédérale du 8 octobre 1971 sur la protection des eaux contre la pollution.

Décret du 21 juin 1990 concernant l'application de la législation fédérale sur l'environnement.

La plupart de ces lois soumettent à autorisation spéciale la construction et l'exploitation d'installations publiques de traitement des déchets, certaines d'entre elles (c'est le cas par exemple du canton de Vaud) également les installations privées.

5.4.4 Tri des déchets à la source

Le traitement de déchets solides par méthanisation n'offre, tout d'abord, d'intérêt réel que si la matière traitée est relativement homogène et si elle présente certaines caractéristiques. Conditions qui seront sans autre remplies par définition dans tous les cas où l'installation de méthanisation fonctionne en combinaison avec une autre installation industrielle productrice de déchets; mais qui pourraient faire problème dans la mesure où il s'agit d'une installation collective: dans ce dernier cas, **le traitement par méthanisation suppose nécessairement un tri préalable des déchets**, où seuls seront retenus les déchets qui ne sont pas chimiquement contaminés (c'est, pour l'essentiel, le problème de la teneur des déchets en métaux lourds!). A cet égard, l'Ordonnance du 10 décembre 1990 sur le traitement des déchets (OTD) fait obligation aux cantons de veiller à ce que les déchets compostables que les particuliers n'ont pas la possibilité de valoriser eux-mêmes soient dans la mesure du possible collectés séparément et valorisés. **Les cantons disposent donc d'une base légale pour imposer le tri à la source de tels déchets.**

5.4.5 Traitements des effluents liquides

L'Ordonnance sur le déversement des eaux usées du 8 décembre 1975 (ODU) et sa prochaine révision constitue le texte de référence en la matière. Cette ordonnance fixe la qualité des effluents liquides pouvant être acheminés vers une canalisation publique (égouts) ou, le cas échéant, vers le milieu naturel (lacs, rivières).

Les points principaux à respecter dans le cadre d'effluents de méthanisation sont les critères physico-chimiques définis à l'annexe de l'ODU. Précisons à ce sujet que le projet de révision de l'ODU, en préparation, risque de modifier quelques-unes de ces valeurs et qu'il faudra en tenir compte dès sa remise en vigueur, température, transparence, couleur, pH; les teneurs résiduelles en matières organiques des eaux, exprimées en DBO₅, DOC et TOC, éventuellement la DCO, etc.

Tous ces critères sont faciles à déterminer par des analyses relativement simples et couramment demandées en pareil cas par les autorités cantonales chargées de mettre en application les ordonnances fédérales. On peut vraisemblablement exclure la présence de substances toxiques en concentrations élevées dans de tels effluents, par leurs effet inhibiteurs sur le processus de fermentation anaérobie.

Partant de cette hypothèse, une analyse plus rigoureuse de la composition des effluents ne devrait être demandée qu'en cas de suspicion de présence de substances toxiques. Le tableau suivant donne quelques valeurs limites spécifiées par l'ODU.

PARAMÈTRE	EXIGENCES POUR LE DÉVERSEMENT EN CANALISATION PUBLIQUE	EXIGENCES POUR LE DÉVERSEMENT EN MILIEU NATUREL
Température	La température des eaux usées déversées dans une canalisation ne doit pas dépasser 60°C. Lorsque les eaux usées sont évacuées après passage dans un séparateur d'huiles, le canton peut fixer selon les cas la température admissible. Après mélange des eaux, la température ne doit pas être supérieure à 40°C dans une canalisation.	La température des eaux usées et des eaux de refroidissement déversées dans les eaux courantes et les retenues ne doit pas dépasser 30°C. Les conditions de déversement, en particulier la profondeur des points de rejet et le mode d'introduction, ainsi que le degré de réchauffement admis doivent être fixés selon les cas d'après les conditions locales et la teneur en substances nutritives.
Transparence (d'après la méthode Snellen)	Aucune exigence.	30 cm.
Couleur	Les eaux usées contenant des colorants ne seront évacuées que si la station d'épuration assure leur décoloration.	Le déversement des eaux usées ne doit provoquer aucune coloration des eaux.
pH	6,5 - 9,0 6,0 - 9,5 lorsque les conditions le permettent.	6,5 - 8,5 Afin d'éviter une augmentation indésirable de la salinité des eaux, on pourra recourir dans certains cas à la capacité d'absorption acides des eaux. Lorsque les eaux ont un débit suffisamment élevé, on peut admettre un pH allant jusqu'à 9.
Demande chimique en oxygène (DCO, bichromate de potassium)	Le canton peut fixer des conditions selon les cas.	Le canton peut fixer selon les cas les valeurs limites pour la demande chimique en oxygène en fonction des valeurs limites pour le carbone organique.
Carbone organique total (TOC)	Le canton peut fixer des conditions selon les cas.	La valeur limite pour le carbone organique total (TOC) ne doit pas dépasser la valeur admise pour le carbone organique dissous (DOC) de plus de 7 mg/l. Lorsque la concentration en carbone organique total (TOC) d'entrée est plus élevée, le canton peut autoriser selon les cas des valeurs plus élevées à la sortie.
Carbone organique dissous (DOC)	Le canton peut fixer des conditions selon les cas.	10 mg/l (cas I); 15 mg/l (cas II) (membrane filtrante 0,45 µm). <i>Cas I:</i> Le carbone organique dissous (DOC) ne doit pas dépasser 10 mg C/l. Cette valeur se rapporte à une concentration en carbone organique total (TOC) inférieure à 65 mg C/l dans les eaux usées brutes décantées (sans les retours d'eaux usées provenant de la station). Lorsque la concentration d'entrée est plus élevée, on peut admettre une concentration de sortie plus élevée. Il faudra cependant garantir un effet d'épuration d'au moins 85%, calculé selon la formule suivante: $100 \cdot \left(1 - \frac{\text{mg DOC dans les eaux épurées}}{\text{mg TOC dans les eaux décantées}} \right)$ <i>Cas II:</i> Le carbone organique dissous (DOC) ne doit pas dépasser 15 mg C/l en tant que les eaux usées sont de composition régulière et ne comprennent pas un taux notable de composés organiques pouvant porter atteinte aux eaux. Cette valeur se rapporte à une concentration en carbone organique total (TOC) de 68 C/l dans les eaux usées brutes décantées (sans les retours d'eaux usées provenant de la station). Lorsque la concentration d'entrée est plus élevée, on peut admettre une concentration de sortie plus élevée. Il faudra cependant garantir un effet d'épuration d'au moins 75%, calculé d'après la formule donnée pour le cas I. La moyenne calculée sur 24 heures est déterminante pour l'évaluation des concentrations. Les valeurs que donnent au moins 4 examens comparables sur 5 doivent être égales ou inférieures aux concentrations limites indiquées ci-dessus (cas I et II).
Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	Le canton peut fixer des conditions selon les cas.	20 mg O ₂ /l La moyenne calculée sur 24 heures est déterminante pour l'évaluation des concentrations. Les valeurs que donnent au moins 4 examens comparables sur 5 doivent être égales ou inférieures à la valeur limite indiquée. En ce qui concerne les eaux usées décantées, l'effet d'épuration doit être d'au moins 85%.

5.4.6 Utilisation et épandage des boues et des résidus de méthanisation

C'est l'Ordonnance fédérale sur les substances dangereuses pour l'environnement du 9 juin 1986 (Osubst) et sa modification du 16 septembre 1992, qui constitue le texte de référence. Cette ordonnance fixe la qualité minimale à laquelle doivent satisfaire les résidus de fermentation pour pouvoir être valorisés dans les sols agricoles sous forme de composts et de boues d'épuration. Elle délimite les critères de qualité sous forme de normes ou de concentrations maximales autorisées en substances indésirables. On remarquera qu'anciennement ces normes étaient fixées par l'Ordonnance fédérale sur les boues d'épuration du 8 avril 1981 (OBoue), qui a été abrogée pour être intégrée à l'Osubst.

L'Osubst distingue deux catégories de résidus valorisables: les résidus organiques à caractère solide, assimilés à des «compost» et les résidus liquides ou semi-liquides, classés comme «boues d'épuration». Dans les deux cas, l'Osubst fixe des teneurs maximales en métaux lourds, en micropolluants organiques et en contamination bactérienne. Les boues doivent être hygiénisées pour pouvoir être épandues sur des sols fourragers. L'Osubst fixe encore les conditions d'épandage; soit cinq tonnes de matière sèche tous les trois ans. Il y aura lieu en outre de déterminer éventuellement, par des analyses, la valeur fertilisante du compost, afin d'en tenir compte dans les bilans fumure de l'exploitation qui les reçoit.

Le tableau suivant rappelle les valeurs limites fixées par l'Osubst pour les boues et les composts. Les valeurs sont exprimées en g/t de MS.

	Compost	Boues d'épuration
Cadmium (Cd)	1	5
Chrome (Cr)	100	500
Cobalt (Co)	—	60
Cuivre (Cu)	100	600
Mercure (Hg)	1	5
Molybdène (Mo)	—	20
Nickel (Ni)	30	80
Plomb (Pb)	120	500
Zinc (Zn)	400	2000
Composés organiques halogénés absorbables (AOX)		500 (valeur indicative)

5.4.7 Transport, traitement et entreposage de déchets spéciaux

L'Ordonnance fédérale sur le mouvement des déchets spéciaux du 12 novembre 1986 (ODS), ainsi que sa modification dans l'Osubst (Code 2830), définissent les règles relatives à la manipulation des déchets spéciaux.

Dans le cas où les résidus solides ou liquides ne pourraient satisfaire aux normes de l'Osubst et qu'ils répondent aux critères définis par l'ODS,

ces déchets devront être évacués sous la dénomination de déchets spéciaux. Dans ce cas, l'élimination devra être pratiquée conformément aux règles de l'ODS, par des transporteurs agréés et avec les documents d'accompagnement requis.

5.4.8 Règles concernant la mise en décharge

Ces questions sont traitées dans l'Ordonnance fédérale sur le traitement des déchets du 10 décembre 1990 (OTD).

Si une élimination ou une mise en décharge des résidus est exigée, ce qui peut être le cas notamment pour des déchets ne pouvant être assimilés à des composts ou dans le cas de déchets solides fortement contaminés (composts ou digestats issus de déchets urbains par exemple, bien que cette filière ne soit plus prise en considération par les pouvoirs publics), la mise en décharge ne pourra plus être envisagée que selon les règles de la nouvelle OTD qui sépare les déchets en trois catégories :

- les déchets inertes (minéraux),
- bioactifs (contenant de la matière organique),
- stabilisés (déchets toxiques inertisés),

et qui réserve des sites bien spécifiques pour ces trois catégories de déchets. L'OTD prévoit, pour les déchets stabilisés, des tests de « qualité » avant stockage définitif, dans des décharges idoines.

5.4.9 Protection contre le bruit

L'Ordonnance fédérale sur la protection contre le bruit du 15 décembre 1986 (Opb) constitue le texte de référence. L'Opb fixe les exigences à respecter en matière de bruit, en fonction de critères de sensibilité définis pour le voisinage.

Une installation de méthanisation correctement conçue ne produit pas de nuisances spécifiques qui pourraient s'avérer excessives. Dans le cas fort improbable où des valeurs limites présentées par l'Opb seraient atteintes, des mesures de protection seraient à envisager.

5.4.10 Protection de l'air

Dans une installation de méthanisation, on tiendra compte de deux aspects relatifs à la protection de l'air: les gaz de combustion issus de la valorisation du biogaz et les problèmes d'odeurs.

Le texte de référence concernant ces questions est l'Ordonnance fédérale sur la protection de l'air du 16 décembre 1985 (OPair), ainsi que sa modification du 20 novembre 1991 (OPair 92).

La combustion du biogaz récupéré pose en général peu de problèmes, car le gaz produit est en principe un produit propre et les moteurs à

méthane sont connus pour leurs qualités écologiques (faible teneur en NOx en particulier). Le réglage des moteurs doit faire l'objet d'une attention toute particulière, car en fonctionnement «pauvre», il peut émettre des quantités élevées de CH₄. La présence de soufre pose un problème en cas de fuites, car les formes réduites du soufre (H₂S et mercaptans) dégagent des odeurs extrêmement désagréables et gênantes pour le voisinage. Dans certains cas, notamment pour des machines (couplages chaleur-force, équipements thermiques) de forte puissance, l'OPair pourrait restreindre les émissions de certains produits gazeux (NOx, par exemple).

5.4.11 Protection contre les accidents majeurs

L'Ordonnance fédérale sur la protection contre les accidents majeurs du 27 février 1991 (OPAM) constitue le texte de référence.

Pour une installation de production de biogaz, le seul critère applicable est l'inflammabilité et l'explosibilité du biogaz. Selon les normes du SPI (Service de prévention d'incendie pour l'industrie et l'artisanat), le méthane est classé F 1 A. Ce critère impose une soumission à l'OPAM d'ouvrages stockant plus de 20 000 kg de produit (seuil quantitatif).

Tenant compte d'une composition approximative d'un biogaz contenant 50 % (volume) de méthane, le seuil d'assujettissement serait porté à environ 75 t de biogaz (50 % CH₄ + 50 % CO₂).

Il est peu probable qu'une installation, même industrielle, soit dimensionnée pour stocker une pareille quantité de gaz. En effet, stocker 20 t de CH₄ exigerait un volume d'environ 28 000 m³ à condition ambiante et le double tenant compte de la composition moyenne du biogaz.

On peut donc affirmer que les installations à biogaz ne sont, en principe, pas assujetties à l'OPAM.

5.4.12 Normes techniques et de sécurité

La prévention des risques d'incendie et d'explosion impose au constructeur le respect d'une série de mesures touchant tant à la construction qu'à l'exploitation de l'installation; l'Association des Etablissements cantonaux d'assurance contre l'incendie (AEAI) a établi à ce sujet une directive intitulée **«Construction et exploitation d'installations de biogaz – 1979»**. Ces prescriptions concernaient surtout les installations de biogaz à la ferme; certaines dispositions techniques valent cependant également pour des installations industrielles: prescriptions quant aux matériaux de construction des réacteurs, prescriptions sur les réservoirs à gaz à basse pression, distances de sécurité à observer, dispositifs de sécurité contre la surpression, la sous-pression ou le manque de gaz, systèmes de blocage des retours de flamme, recommandations concernant les matériaux à utiliser pour la tuyauterie et la robinetterie, etc.

Pour le stockage du gaz à moyenne et haute pression, les dispositions du Conseil fédéral concernant l'installation et l'exploitation de réservoirs sous pression, du 19 mars 1938, sont également valables. De plus, les prescriptions de l'Association suisse pour le contrôle des installations sous pression doivent être observées.

Diverses directives, règles et exigences émanant de milieux professionnels sont à respecter; on mentionnera notamment celles :

- de la Société suisse de l'industrie du gaz et des eaux (SIGE)
 - Directive gaz / Installations de distribution de gaz / Pose d'appareils à gaz.
 - Directives relatives à la construction, à l'entretien et à l'exploitation d'installations de compression de gaz, jusqu'à une pression de service de 1 bar.
 - Directives pour la construction, l'entretien et l'exploitation des conduites de gaz soumises à une pression de service jusqu'à 5 bar.
 - Directives concernant les gaz liquéfiés / récipients – stockage – transvasement – remplissage.
- de l'Association suisse des électriciens (ASE)
 - Recommandations pour les installations de protection contre la foudre.
 - Prescriptions relatives aux installations intérieures du bâtiment.
 - Répartition des zones d'explosion.
 - Prescriptions relatives aux équipements en zones présentant des dangers d'explosion.
- de l'Association des Etablissements cantonaux d'assurance contre l'incendie (AEAI)
 - Installations de chauffage, partie A: principes d'installation et d'exploitation; partie B: explications et illustrations.

Les dispositions techniques en matière de sécurité du travail sont imposées au constructeur d'installations industrielles de méthanisation par un document élaboré par la Caisse nationale suisse d'assurance en cas d'accidents (CNA), et qui est intitulé **«Règles relatives aux installations d'eaux usées»**. Ces prescriptions concernent notamment la construction et l'équipement des ouvrages de production et d'utilisation du gaz de digestion, ainsi que l'exploitation et l'entretien de ces équipements. Dans ses commentaires, ce document détaille et illustre les mesures à prendre contre la surpression dans le digesteur, les dispositifs de traitement du biogaz, la configuration et les matériaux recommandés pour l'exécution des conduites de gaz, les dispositifs de condensation d'eau. Il présente également les règles techniques pour l'installation de torches à gaz, pour les équipements de sécurité en cas d'extinction de la flamme, l'utilisation de compteurs à gaz et de compresseurs. Enfin, il prescrit les mesures destinées à prévenir les risques d'explosion.

Annexes

A.1	Glossaire		106
<hr/>			
A.2	Bibliographie		108
<hr/>			
A.3	Exemples		
		1. Effluents industriels	111
		2. Déchets solides	121
		3. Couplage chaleur-force	129
<hr/>			
	Publications du Programme d'action PACER - Energies renouvelables		135

A.1 Glossaire

acides gras volatils (AGV)

Acides organiques solubles à l'eau et qui sont distillables à la vapeur sous pression atmosphérique. Des acides gras sont formés au cours du processus de digestion anaérobie (phase d'acidogenèse); ils ne comportent qu'un à six atomes de carbone. Leur concentration s'exprime en mg/l ou en ppm.

aérobic / anaérobic

Termes caractérisant les processus de traitement biologique des effluents, ainsi que les microorganismes impliqués dans ces processus: aérobies si l'oxygène moléculaire est l'accepteur final d'électrons; anaérobies si l'accepteur est autre que l'oxygène moléculaire (CO₂, sulfate, nitrate, ...), avec production de méthane, d'hydrogène sulfuré, d'azote, etc.

azote total Kjeldahl (Ntot)

Teneur en azote organique et en azote ammoniacal d'un échantillon; elle est déterminée dans les conditions définies par la méthode Kjeldahl. Cette teneur est exprimée en g/l.

bactéries

Microorganismes procaryotes, généralement unicellulaires, formant un groupe hétérogène et vivant dans des environnements très divers. Certaines bactéries jouent un rôle important dans le cycle biogéochimique de la matière (carbone, azote, soufre, métaux, etc.) et peuvent être utilisées dans des procédés de valorisation ou d'élimination des déchets et des effluents.

biodégradabilité

Capacité d'une substance à se décomposer, principalement sous l'action d'organismes vivants, en éléments plus simples, minéraux ou organiques, assimilables par le milieu naturel. Le taux de biodégradabilité s'exprime en pourcent de la concentration initiale.

biomasse

Masse totale de microorganismes par unité de surface ou de volume, dans un milieu donné. Il s'agit en particulier des bactéries présentes dans un système de traitement biologique d'effluents ou de déchets.

demande biochimique en oxygène (DBO)

C'est la quantité d'oxygène exprimée en mg qui, à une température donnée et à l'obscurité pendant un temps donné, est consommée lors de l'oxydation bactérienne des matières organiques présentes dans un litre de substrat. On utilise habituellement la DBO₅, c'est-à-dire la quantité d'oxygène consommée après 5 jours d'incubation. La DBO₅ n'est représentative que de la pollution organique carbonée, biodégradable par voie aérobie.

demande chimique en oxygène (DCO)

C'est la quantité d'oxygène exprimée en mg qu'il faut fournir par des réactifs chimiques pour oxyder toute matière organique et inorganique conte-

nue dans un litre de substrat. La DCO correspond à la consommation globale à chaud de l'oxygène du dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) ou du permanganate de potassium ($KMnO_4$) et est représentative de la majeure partie des composés organiques ainsi que de sels minéraux oxydables.

enzymes

Protéines agissant comme catalyseurs biologiques efficaces et spécifiques. Les enzymes produites et éventuellement sécrétées par les microorganismes ont de nombreuses applications commerciales (industries agro-alimentaires et de chimie fine ou pharmaceutique) et environnementales (procédés biologiques de traitement des déchets et des effluents).

matières sèches (MS)

La teneur en matières sèches inclut à la fois les matières en suspension et les sels dissous. C'est le résidu sec, appelé parfois extrait sec, utilisé pour déterminer la siccité d'une boue ou d'un déchet. La teneur en MS est déterminée en mettant un volume donné de l'échantillon dans une étuve à 105° C, jusqu'à obtention d'une masse constante.

matière organique (MO)

C'est la matière spécifique des êtres vivants végétaux et animaux; les êtres vivants sont formés de matière organique et de matière minérale (eau, sels minéraux, ...). En raison de sa richesse en carbone, la matière organique est appelée matière carbonée.

matière en suspension (MES)

Ce paramètre caractérise la concentration en matière solide d'un effluent; il englobe tous les éléments en suspension dans le substrat dont la taille permet leur rétention sur un filtre de porosité donnée (45 ou 25 μm). Il s'exprime en g/l.

matière volatile (MV)

Cette valeur constitue pour la majorité des déchets une évaluation approchée de la matière organique. Elle est déterminée par gazéification des résidus secs placés à 550° C durant 30 minutes à 4 heures.

microorganismes

Organismes vivants invisibles à l'œil nu. Ce règne est aussi qualifié de règne des protistes, car, de par leur structure simple, ils se distinguent aussi bien des animaux que des plantes et sont habituellement unicellulaires. On connaît deux groupes de microorganismes: les procaryotes (cellules sans noyau): bactéries, algues bleues, et les eucaryotes (cellules avec noyau): champignons, algues, protozoaires.

potentiel redox

Le potentiel d'un effluent, exprimé en millivolts, en caractérise la concentration de tous les composés oxydants et réducteurs qu'il contient. Certains ions, atomes ou molécules existent sous forme oxydée ou réduite et passent de l'une à l'autre par gains d'électrons (réduction) ou perte d'électrons (oxydation); un couple formé d'un donneur et d'un accepteur d'électrons est appelé système oxydo-réducteur et il est caractérisé par son potentiel d'oxydoréduction (ou potentiel redox).

A.2 Bibliographie

Ouvrages généraux

BIOMASSE ACTUALITÉS. «Le biogaz», numéro spécial N° 2. 1983, supplément à Biomasse Actualités N° 9, Paris: PYC Editions.
ISSN 0294-3433; p. 56.

CECCHI F., MATA-ALVAREZ J., POHLAND F.G. «Proceedings of the International Symposium on Anaerobic Digestion of Solid Wastes». 1992: Venice (Italy); 560 pp.

HALL E.R. «Anaerobic digestion VI: Proceedings of the Sixth International Symposium on Anaerobic Digestion, Sao Paulo, Brazil, 12-16 May 1991». 1992, Oxford: Water Science and Technology, Vol. 25 N° 7 - 1992; Pergamon Press.
ISSN 0273-1223; 397 pp.

HOBSON P.N., BOUSFIELD S., SUMMERS S. «Methane production from Agricultural and Domestic wastes». 1981, London: Applied Science Publishers Ltd.
ISBN 0-85334-924-X; 269 pp.

HOBSON P.N., WHEATLEY A.D. «Anaerobic digestion: modern theory and practice». 1993, London: Elsevier Applied Science.
ISBN 1-85166-958-2; 269 pp.

ISAACSON R. «Methane from community wastes». 1991, Barking: Elsevier Applied Science.
ISBN 1-85166-618-4; 215 pp.

ISG A.V.E.N.I.R. «La méthanisation des effluents, aspects technico-économiques». 1983, Paris: Librairies Lavoisier; p. 297.

LAGRANGE B. «Biométhane, Tome 2: principes, techniques, utilisations». 1979, Aix-en-Provence: Edisud.
ISBN 2-85744-041-3; 246 pp.

MIZRAHI A. «Biological waste treatment». 1989, New York: Alan R. Liss Inc.
ISBN 0-8451-3211-3; 296 pp.

POLPRASERT C. «Organic waste recycling». 1989, Singapore: John Wiley and sons.
ISBN 0-471-92098-3; 357 pp.

RACAULT Y. «Les procédés anaérobies applicables au traitement des effluents industriels» in «Traitement des effluents liquides industriels», Vassel J.L., Van der Borgh P., 1991, Liège: Editions Cebedoc.
ISBN 2-87080-021-5; pp. 143-166.

THOMÉ-KOZMIENSKY K.J. «Biogas – Anaerobetechnik in der Abfallwirtschaft». 1989, Berlin: EF Verlag für Energie- u. Umwelttechnik.
ISBN 3-924511-33-0; 358 pp.

TORPY M.E. «Anaerobic treatment of industrial wastewaters». 1988, Park Ridge: Noyes Data Corporation.
ISBN 0-8155-1165-5; 122 pp.

Aspects techniques et généraux

BÖHNKE B., BISCHOFBERGER W., SEYFRIED C.F. «Anaerobetechnik: Handbuch der anaeroben Behandlung von Abwasser und Schlamm». 1993, Berlin: Springer Verlag.
ISBN 3-540-56410-1; 232 pp.

CHYNOWETH D.P., ISAACSON R. «Anaerobic digestion of biomass». 1987, New York; London: Elsevier Applied Science.
ISBN 1-85166-069-0; 279 pp.

ERICKSON L.E., FUNG D.Y.-C. «Handbook on anaerobic fermentations». 1988, New York: Marcel Dekker Inc.
ISBN 0-8247-7974-6; 850 pp.

MALINA J.F., POHLAND F.G. «Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes». 1992, Lancaster, USA: Technomic Publishing Company Inc.
ISBN 87762-942-0; 214 pp.

MAURER M., WINKLER J.P. «Biogas, Theoretische Grundlagen, Bau und Betrieb von Anlagen». 1982, Karlsruhe: Verlag C.F. Müller.
ISBN 3-7880-7199-0; 142 pp.

SHIEH W.K., LI A.Y. «High rate anaerobic treatment of industrial wastewaters». 1987, Boca Raton: Global Convers Publ. by CRC Press Inc.
ISBN 0-8493-4510-3; pp. 41-79.

STRONACH S.M., RUDD T., LESTER J.N. «Anaerobic digestion processes in industrial wastewater treatment». 1986, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo: Springer Verlag.
ISBN 3-540-16557-6; 184 pp.

SWITZENBAUM M.S. «Anaerobic treatment technology for municipal and industrial wastewaters». 1991, Oxford: Water Science and Technology, Volume 24, Number 8. Pergamon Press.
ISSN 0273-1223; 281 pp.

WELLINGER A., EDELMANN W., FAVRE R., SEILER B., WOSCHITZ D. «Biogas-Handbuch, Grundlagen – Planung – Betrieb landwirtschaftlicher Biogas-Anlagen». 1991, Aarau: Wirz Verlag AG.
ISBN 3-85983-035-X; 178 pp.

Utilisation du biogaz

ASSOCIATION SUISSE DES MAÎTRES FERBLANTIERS ET APPAREILLEURS, PROJET BIOGAZ-NEFF et ASSOCIATION POUR LE DÉVELOPPEMENT DES ÉNERGIES RENOUVELABLES. «Journée d'information Biogaz 1982, Moudon». ASMFA, Service technique et de calcul; 172 pp.

COMMISSION A.T.G. DES ÉTUDES GÉNÉRALES. «Le transfert du biogaz». 1985, Paris: Association Technique de l'Industrie du Gaz en France; pp. 22 et annexes.

COMMISSION A.T.G. DES ÉTUDES GÉNÉRALES, PERRET J.P. «Epuraton du biogaz». 1986, Paris: Association Technique de l'Industrie du Gaz en France; pp. 21 et annexes.

COMMISSION A.T.G. DES ÉTUDES GÉNÉRALES. «Valorisation du biogaz. Economie et techniques d'utilisation». 1988, Paris: Association Technique de l'Industrie du Gaz en France; pp. 33 et annexes.

CONSTANT M., NAVEAU H., FERRERO G.L., NYNS E.J. «Biogas end-use in the European Community». 1989, London: Elsevier Applied Science.
ISBN 1-85166-339-8; 345 pp.

FANKHAUSER J., AMMANN H., EGGER K., STADLER E. «Expériences avec du biogaz en tant que carburant pour tracteur / Rapport FAT N° 268». 1985, Tännikon: Technique Agricole 11/85.

PERRET J.P. «Mise en œuvre et utilisation du biogaz». 1983, Paris: Agence Française pour la Maîtrise de l'Énergie.
ISBN 286817 003-X; pp. 106 et annexes.

WALSH J.L., ROSS C.C., SMITH M.S., HARPER S.R. «Utilization of biogas». 1989, Biomass V 20 n 3-4.
ISSN 0144-4565; pp. 277-290.

A3 Exemple 1

«Effluents industriels»

INSTALLATION DE TRAITEMENT D'EFFLUENTS DE TRANSFORMATION DE POMMES DE TERRE, CHEZ KADI SA À LANGENTHAL

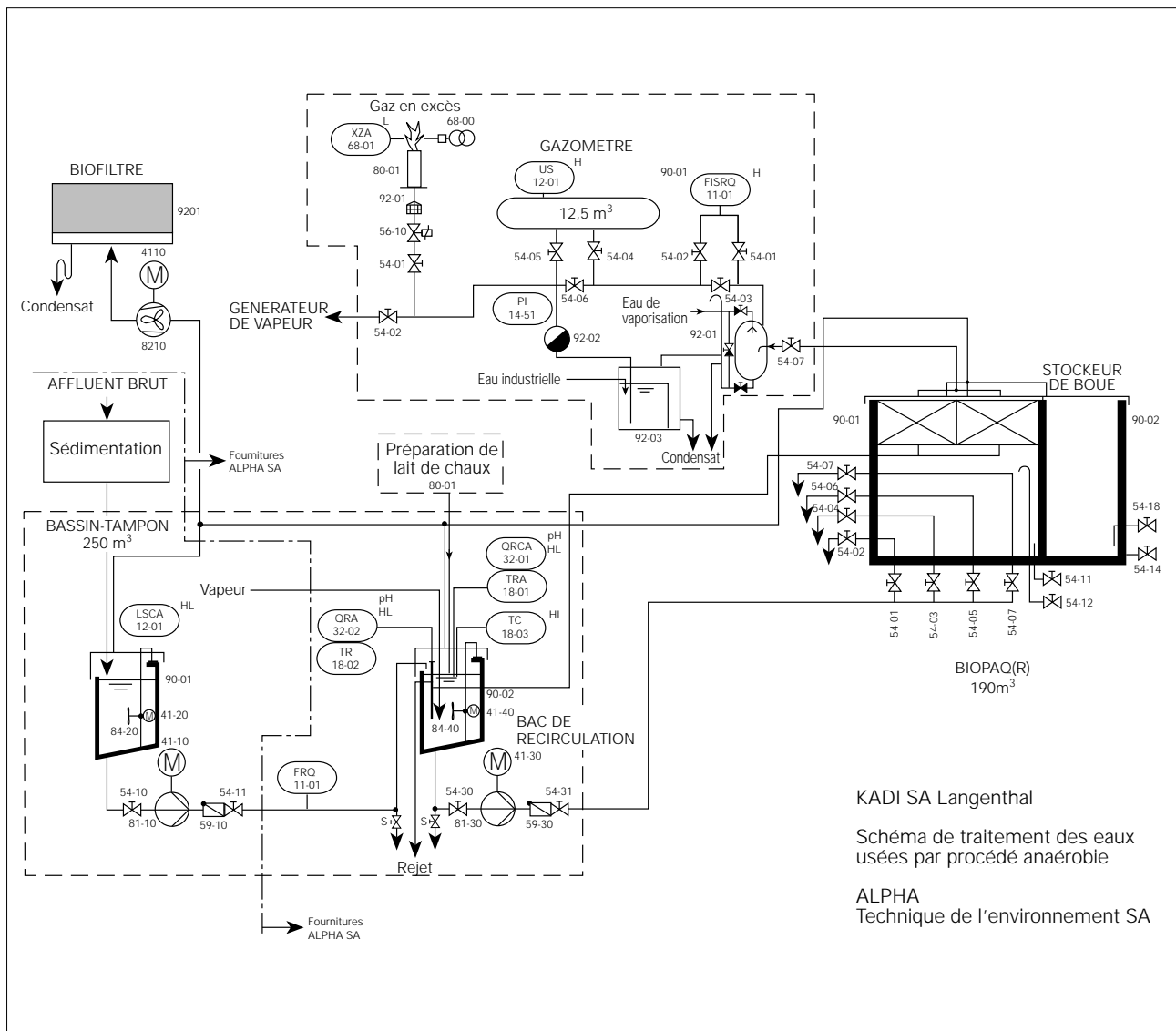
Gerhard KÄSERMANN
ALPHA TECHNIQUE DE L'ENVIRONNEMENT SA, 2560 NIDAU

1. Introduction: Elaboration d'un projet

Jusqu'à ce jour, tous les projets de prétraitement des effluents industriels, dont ALPHA TECHNIQUE DE L'ENVIRONNEMENT SA a fourni l'équipement des réacteurs UASB, ont été réalisés en collaboration avec des bureaux d'ingénieurs. Les travaux d'études préliminaires n'ont pas été exécutés par notre entreprise.

Récemment cependant, nous avons réalisé une étude préliminaire concernant la partie «procédé» d'une unité de digestion des effluents d'une conserverie. Ce projet reste actuellement à l'étude.

L'installation UASB, implantée à l'usine de KADI SA à Langenthal par notre entreprise, nous servira d'exemple.



KADI SA est le deuxième producteur suisse de produits surgelés à base de pomme de terre. Sa capacité de production est de plus de 100 tonnes de produits finis par jour, ce qui représente une consommation en pommes de terre brute de 250 tonnes par jour environ (25 wagons CFF).

2. Traitements périphériques : en amont de la méthanisation

2.1 Elimination des MES

Comme cela a déjà été signalé précédemment, la mise en œuvre d'un réacteur UASB nécessite l'élimination des matières en suspension jusqu'à un niveau d'environ 300 à 500 mg/l.

Pour le projet KADI SA, le prétraitement est effectué dans un bassin de décantation circulaire avec une charge hydraulique de $0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. Le bassin du type SPIRAFLO est alimenté en périphérie et assure un rendement optimal à débit variable. Les boues sont reprises par la trémie centrale et peuvent servir au fourrage. Les matières flottantes sont évacuées dans la rigole de distribution par un tube écumeur manuel.

2.2 Bassin d'égalisation (tampon) et de préacidification

On a eu recours pour cet ouvrage à une ancienne citerne à mazout enterrée, à laquelle on a appliqué une couche de revêtement anticorrosion; le pH résultant de la préacidification de l'effluent se situe à environ 4,5 – 5,0. L'effluent du décanteur y est collecté et stocké pour une période minimale de préacidification. Le bassin est équipé d'un agitateur immergé à hélice pour assurer une homogénéisation et pour limiter les dépôts de MES résiduaux éventuels. L'eau ainsi prétraitée est ensuite alimentée en continu par le bassin de recirculation dans le réacteur UASB.

2.3 Correction de température, pH et nutriments

La température de l'eau varie entre 20 et 30° C. Un système à injection directe de vapeur a été retenu pour des raisons de simplicité (la production de vapeur dans l'usine est assurée par des chaudières à grande capacité). La température dans le réacteur est maintenue automatiquement à 30 – 35° C avec une précision de $\pm 1^\circ \text{C}$. Le pH est corrigé dans le bassin de recirculation à l'aide d'une installation automatique de préparation et de dosage de lait de chaux. L'utilisation de la chaux était recommandée suite aux expériences faites dans d'autres installations réalisées pour des applications identiques. La préparation de lait de chaux est assez compliquée et pas facile à exploiter. La consommation est toutefois faible en

raison de la capacité tampon de l'effluent traité à remplacer en grande partie le dosage. La concentration en HCO_3 dans l'effluent du réacteur se situe à environ 20 à 30 meq/l. Une adjonction de nutriments n'est pas nécessaire pour le traitement de ce type d'effluent.

3. Traitements périphériques: en aval de la méthanisation

3.1 Traitement de finition aérobie des effluents digérés

L'effluent du réacteur à sa sortie présente une teneur typique en DCO de 500 mg/l. Le traitement de finition est donc indispensable avant le rejet direct dans un cours d'eau. Dans le projet de KADI SA, comme dans la plupart des cas en Suisse, le traitement de finition s'effectue dans la STEP communale. Pour le rejet en canalisation, les normes concernant la température et les sulfures sont donc à respecter, ce qui peut engendrer des traitements complémentaires.

3.2 Traitement de l'air vicié

Pour protéger les voisins de l'usine des nuisances olfactives, toute l'installation, y compris les bassins de stockage et de décantation, est couverte et l'air vicié est évacué par un système de conduites. Un ventilateur maintient une légère sous-pression et dirige l'air vicié vers un biofiltre largement dimensionné. Comme l'air à traiter est en tout temps saturé d'eau à environ 25 à 30° C, le biofiltre reste humide même en période sèche.

3.3 Mesure et stockage du biogaz

La production de gaz suit la charge alimentée en DCO avec relativement peu de décalage, essentiellement parce que la partie soluble de la DCO est rapidement dégradée. De plus, dans les réacteurs UASB, le biogaz sort du réacteur par vagues qui doivent être amorties dans un stockage de gaz afin d'assurer une valorisation raisonnable. La mesure du débit de gaz est importante pour l'exploitation du système, puisqu'elle permet de détecter la charge alimentée dans le réacteur ou des irrégularités dans le processus. Dans le projet de KADI SA, un stockage minimal est réalisé avec un gazomètre à coussin d'une capacité de 12,5 m³. Ceci permet de stocker la production environ 20 minutes à la charge nominale du réacteur. Le ballast sur le coussin stockeur maintient une pression dans le réseau de gaz de 2 à 3,5 kPa.

Dans l'installation de KADI SA, une chaudière à vapeur fonctionnant au biogaz en assure la valorisation. Une torchère sur le toit de l'installation élimine le gaz en cas de panne ou de révision de la chaudière.

4. Dimensionnement du digesteur

L'estimation de la charge à traiter a été effectuée par le bureau d'ingénieurs sur la base des chiffres de production de l'usine et de la charge déversée en canalisation mesurée par la STEP communale. Le dimensionnement du digesteur a été effectué par notre maison sur la base de réalisations d'installations similaires. La conception modulaire de nos réacteurs nous limite à certains volumes de réacteur. Pour le projet de KADI SA, un réacteur UASB avec quatre modules de séparation a été retenu.

4.1 Dimensionnement selon la charge en DCO

Comme mentionné plus haut, l'expérience d'installations similaires en service nous indique une charge pour le dimensionnement de $10 \text{ kg DCO/m}^3 \cdot \text{j}$. Avec un réacteur équipé de quatre modules de séparation et 190 m^3 de volume utile, on peut donc traiter une charge journalière d'environ 2000 kg de DCO, ce qui correspond à la charge estimée par le bureau d'ingénieurs, y compris certaines réserves.

4.2 Dimensionnement selon le débit hydraulique

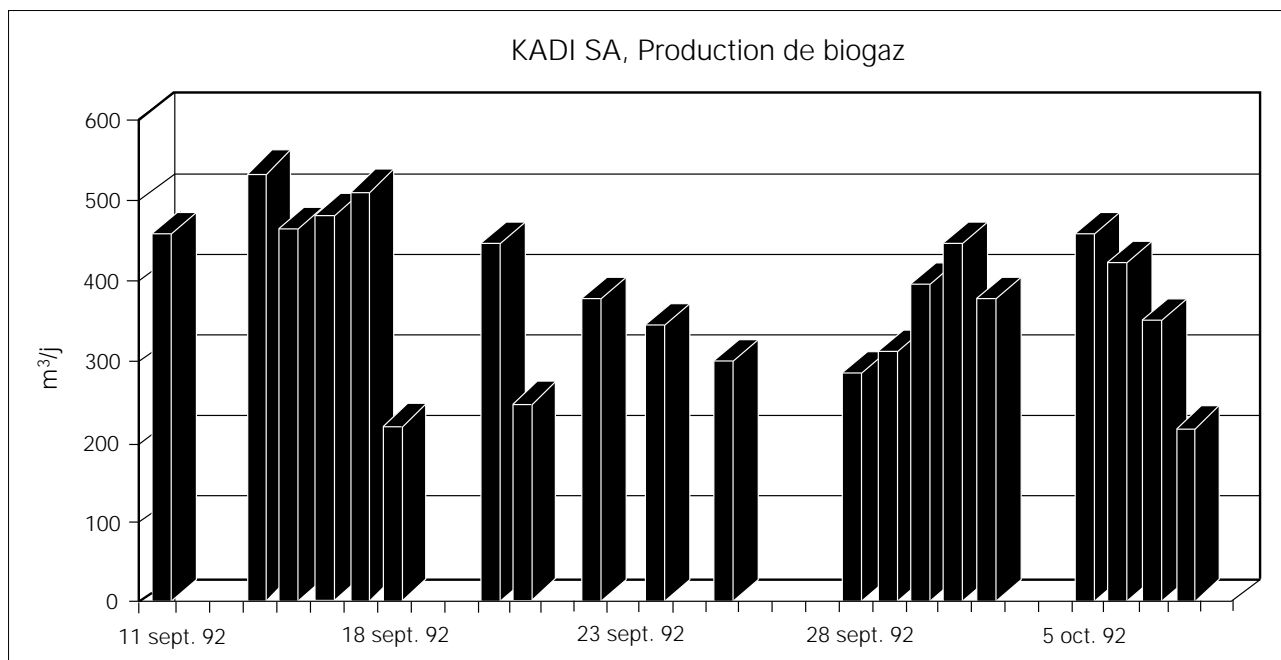
Bien que certaines mesures pour la réduction de la consommation en eau aient été réalisées, le débit hydraulique reste élevé, ce qui nécessite un réacteur performant en capacité hydraulique.

Pour un réacteur UASB de notre conception, une vitesse ascensionnelle de $1,3 \text{ m/h}$ est admissible pour le dimensionnement; en réalité, des vitesses dépassant $1,5 \text{ m/h}$ ont été atteintes.

La partie limitant la capacité hydraulique est constituée par les séparateurs. En effet, en raison de la diminution de la section de passage à l'endroit de la séparation du gaz, les vitesses ascensionnelles se multiplient dans ce domaine. Avec une surface d'environ 45 m^2 , le réacteur retenu est donc capable d'accepter un débit de $1400 \text{ m}^3/\text{j}$. Le débit maximal dans le cahier des charges est spécifié à $600 \text{ m}^3/\text{j}$, ce qui signifie qu'à une concentration en DCO aussi basse que 3333 mg/l , le réacteur n'est pas limité hydrauliquement, même en appliquant une recirculation de 100%.

4.3 Dimensionnement selon la production de gaz

La limite de la capacité de séparation de gaz est très élevée dans nos modules. Elle se situe à environ $1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$, donc le réacteur retenu pour le projet de KADI SA supporte une production maximale de gaz de $65 \text{ m}^3/\text{h}$. Si l'on tient compte du fait que 2 kg de DCO détruite peut produire au maximum $0,5 \text{ m}^3$ de biogaz (teneur en CH_4 de 70%), et que la totalité des 2000 kg de DCO pourrait être détruite, la production maximale de biogaz s'élèverait à $40 \text{ m}^3/\text{h}$. Le réacteur n'est donc pas limité par sa capacité de séparation de gaz.



5. Réserves de capacité, possibilités d'extension

La détermination de la charge polluante d'une usine de production est toujours imprécise, car de nombreux facteurs sont difficiles à cerner, comme l'augmentation de la production, l'implantation de nouveaux procédés, l'amélioration des méthodes, etc. Une certaine flexibilité de l'installation est donc indispensable pour une exploitation fiable. Pour des raisons d'économie, un surdimensionnement n'est souvent pas justifiable, mais il est prudent de prévoir des possibilités d'extension déjà au stade du projet.

5.1 Réserves hydrauliques dans les ouvrages de prétraitement

Tout prétraitement prévu en amont du bassin tampon doit être dimensionné pour le débit de pointe, ce qui signifie qu'une réserve suffisante de capacité est normalement indispensable. En cas d'augmentation de

charge, c'est souvent la solution la plus économique, consistant à réduire soit le débit, soit la consommation en eau, ou encore en déversant des affluents peu chargés comme des eaux de rinçage ou des eaux de refroidissement, qui est choisie.

5.2 Réserve dans la charge admissible du réacteur en DCO

Normalement, les valeurs pour la charge en DCO admises pour le dimensionnement sont fixées avec prudence, surtout si l'on se base sur des références et non pas sur des résultats d'essais pilotes sur les eaux à traiter. Souvent, un réacteur avec une biomasse active adaptée au substrat de façon optimale est capable de dégrader un excès de charge pendant une période prolongée. La possibilité d'augmenter la hauteur de la couche du lit de boue, même en rajoutant des boues provenant d'un autre réacteur, est à même d'augmenter à court terme sa capacité.

5.3 Réserve dans la capacité hydraulique des séparateurs

Les séparateurs sont extrêmement performants en ce qui concerne la capacité hydraulique (voir 4.2). Ils permettent de traiter des effluents dilués ou d'augmenter le taux de recirculation, favorisant ainsi le rendement.

5.4 Possibilités d'extension du réacteur dans le bassin de stockage des boues.

Dans le projet de KADI SA, comme dans les autres projets en général, une possibilité d'extension est prévue, en transformant le stockeur de boues en réacteur. Dès le début, les dimensions du bassin de stockage sont fixées aux dimensions ou à un multiple des dimensions des séparateurs. Ainsi, la capacité de l'installation de KADI SA peut être portée à 3000 kg DCO/j en plaçant deux modules de séparation dans le bassin de stockage des boues et en complétant la tuyauterie d'alimentation dans le fond du bassin. Bien sûr, le stockage des boues en excès ne pourra plus se faire si confortablement. Un certain stock de boues est toutefois assuré dans les réacteurs en variant le niveau du lit de boues.

6. Etude d'implantation

6.1 Contraintes

La situation de l'usine KADI SA ne laissait pas beaucoup de possibilités pour l'implantation de l'installation de digestion. Comme bien d'autres entreprises, KADI SA s'est développée par étapes successives, si bien que le seul emplacement envisageable se trouvait sur la place de stockage des pommes de terre. Il a donc fallu trouver une solution réduisant au minimum cette aire de travail. Par ailleurs, les canalisations à l'intérieur de l'usine conduisaient vers un ancien décanteur utilisé pour l'élimination de la terre.

6.2 Modification d'ouvrages existants

Les canalisations internes ont été modifiées afin de séparer les eaux peu chargées, et l'ancienne citerne à mazout a subi une application de résine synthétique pour être utilisée comme bassin tampon.

6.3 Solutions compactes avec des ouvrages rectangulaires en béton

Il est évident que la conception circulaire des bassins du prétraitement mécanique permet une installation moins compacte que la solution strictement rectangulaire du réacteur UASB et de ses annexes. Pour le décanteur, la solution circulaire a été retenue pour éviter de placer des éléments d'extraction mécanique dans le bassin, ce qui représente un avantage considérable si l'on tient compte du milieu corrosif des eaux. Tous les éléments de l'installation sont logés dans un bâtiment compact. Suite au développement des séparateurs modulaires compacts, la hauteur totale du réacteur a pu être réduite de 7 m à 4,5 m sans réduire le volume utile du lit de boues. Cela représente souvent un avantage considérable, principalement pour les petites installations et lorsque les possibilités d'implantation sont limitées par des considérations géotechniques.

7. Coûts d'investissement et d'exploitation

Le bureau d'ingénieurs chargé du projet KADI SA a établi un résumé des coûts dont on peut extraire les indications principales figurant au tableau ci-dessous.

Données techniques		
Débit de l'effluent	600	m ³ /j
	120'000	m ³ /a
Charge DCO	2'000	kg/j
	400'000	kg/a
Investissements		
Achat du terrain	120'000	Fr.
Construction	1'275'000	Fr.
Développement / Aménagement	85'000	Fr.
Equipements	1'370'000	Fr.
Coûts annuels		
Frais de capital	288'100	Fr./a
Service et entretien	41'000	Fr./a
Chauffage	35'000	Fr./a
Energie électrique	2'900	Fr./a
Substitution gaz naturel	-36'000	Fr./a
Personnel	60'000	Fr./a
Divers	120'900	Fr./a
Total frais d'exploitation	511'900	Fr./a
Coûts spécifiques	4,30	Fr./m ³
	1,3	Fr./kg DCO

Les modes de calcul adoptés pour l'établissement de ces chiffres sont présentés dans le document d'information PACER «Biogaz à partir de déchets industriels et ménagers», chapitre 6. L'installation est réalisée sur du terrain appartenant à la maison KADI. L'achat de terrain est tout de même considéré pour le calcul des frais d'investissement à un prix fictif de 200 fr/m². L'installation complète occupe une surface de 600 m².

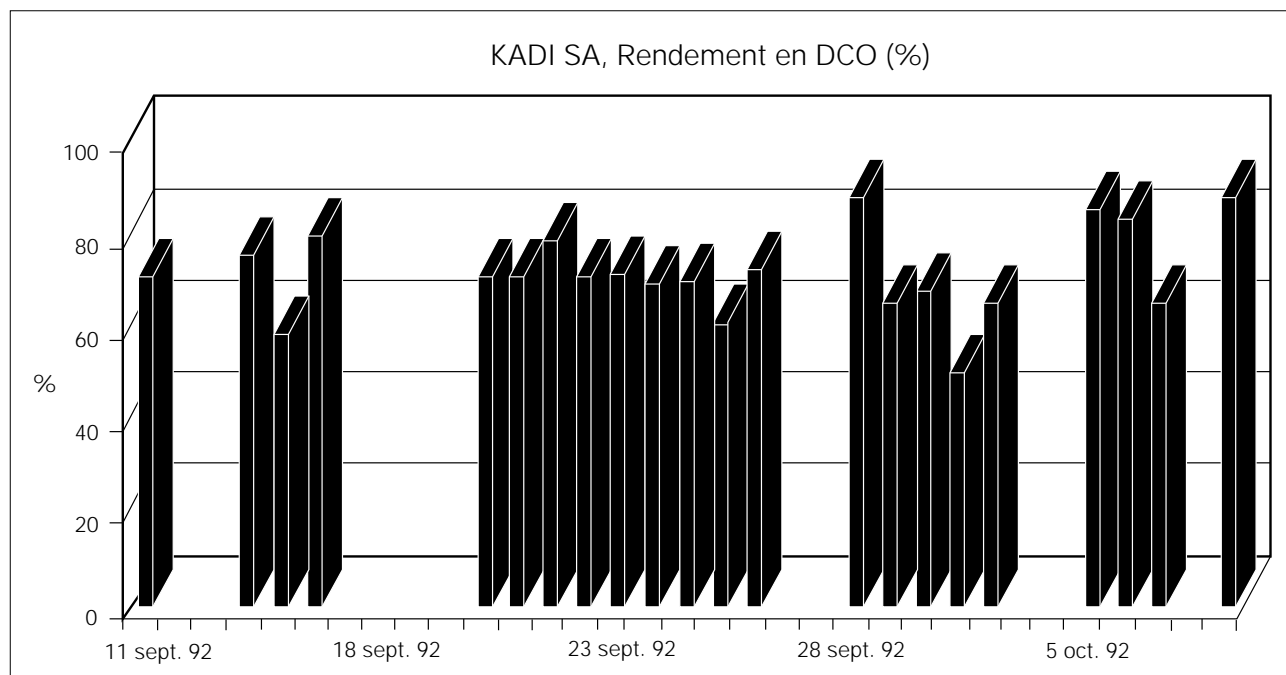
8. Garanties de procédé

Les garanties de procédé sont exigées dans tous les projets. En tenant compte des incertitudes possibles, une marge de sécurité est définie entre les valeurs admises pour le dimensionnement et les valeurs de garantie. La garantie de performance peut être vérifiée par l'interprétation des protocoles d'exploitation ou par une campagne d'analyse durant une période limitée.

Dans le cas de KADI SA, nous avons procédé à une campagne d'analyses surveillée par les autorités cantonales après une période d'exploitation démontrant la bonne performance du système.

8.1 Elimination de la DCO en %

Un rendement de 70 % de la DCO totale est garanti, la DCO particulière difficile à dégrader dans un réacteur à haute performance est comprise dans cette valeur. Plus l'eau est diluée, plus la limite de 70 % est difficile à atteindre, ce qui a été le cas pendant la période des essais où la concentration en DCO était nettement en dessous des 3333 mg/l spécifiés dans le contrat.

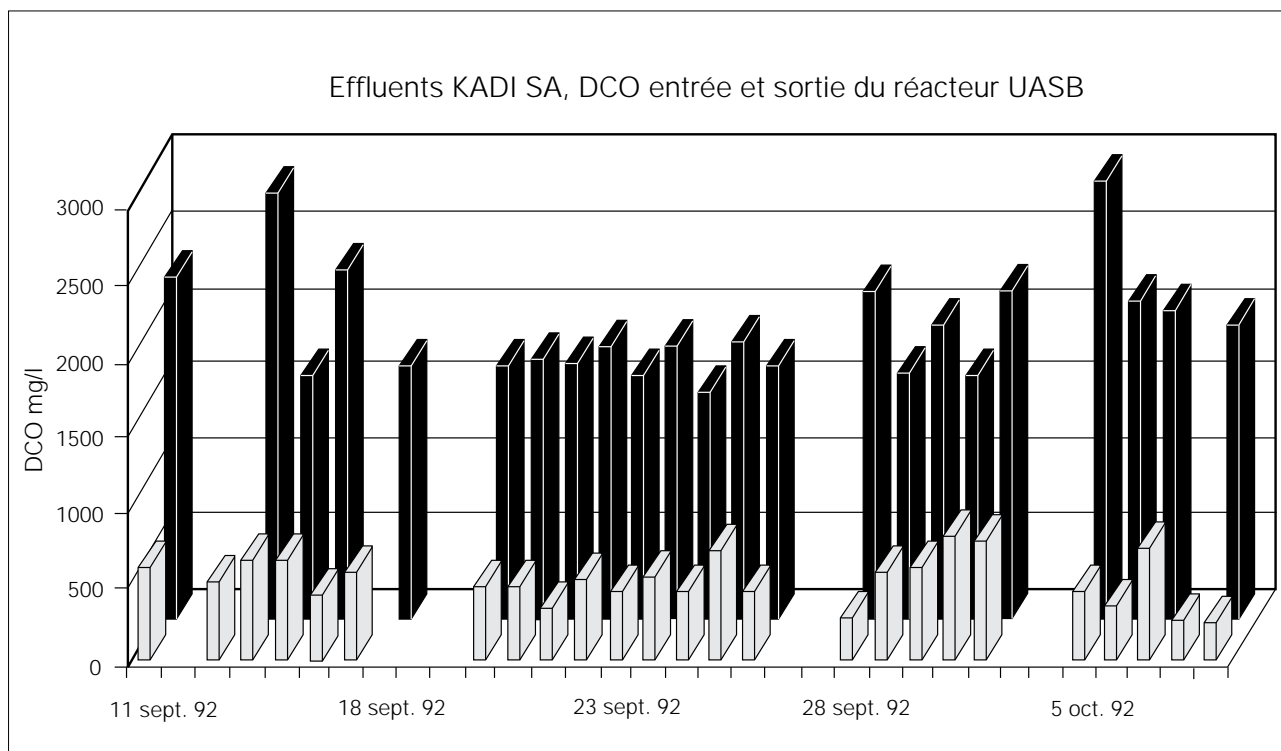


8.2 Abatement de la charge en DCO

La réduction de la charge en DCO est directement dépendante de la charge alimentée. Le rendement de 70% est valable jusqu'à une charge alimentée de 2000 kg/DCO/j, donc la charge abattue minimale à pleine charge est de 1400 kg DCO/j. Jusqu'à présent, cette charge maximale n'a pas encore pu être atteinte pendant une période prolongée.

8.3 Concentration résiduelle en DCO

La concentration finale en DCO n'est pas directement une valeur de garantie; mais si la concentration, telle que définie dans le contrat (3333 mg/l) est atteinte, la concentration finale admissible en DCO sera au maximum 1000 mg/l, ce que nous avons pu atteindre sans difficulté.



A3 Exemple 2

«Déchets solides»

USINE DE TRAITEMENT DES DÉCHETS MÉNAGERS TRIÉS À LA SOURCE À TILBURG (PAYS-BAS)

Yves MEMBREZ, EREP SA, Ch. du Coteau 28, CH-1123 ACLENS
Claude SAINT-JOLY, VALORGA PROCESS SA, Z.I., F-34740 VENDARGUES

1. Introduction

Depuis plusieurs années, les Pays-Bas poursuivent une politique en matière d'élimination des déchets qui est prioritairement axée sur la limitation et la prévention de la production des déchets. Le recyclage et la valorisation des résidus constituent un objectif parallèle au précédent.

Les filières de traitement doivent être efficaces et éviter de porter atteinte à l'environnement. A ce titre, c'est l'incinération (avec valorisation de l'énergie produite et épuration des gaz) qui constitue la voie la plus répandue et encouragée par les pouvoirs publics.

L'équipement de diverses régions du pays, en particulier celui des provinces méridionales, reste à réaliser.

Dans la province du Brabant-Septentrional, un plan d'élimination des déchets a été élaboré. Il prévoit que, **d'ici 1994**, 40% des ordures ménagères actuellement mises en décharge feront l'objet d'une collecte sélective afin d'en assurer le recyclage et la valorisation. Des systèmes de collecte sélective ont été introduits dans cette région depuis 1990, et ils permettent déjà de récupérer environ 50 kg/habitant · an. L'introduction du nouveau plan concernera une quantité supplémentaire de **150 kg/habitant · an**, constituée à 75% de déchets de cuisine et de jardin (DCJ) et à 25% de papiers, carton, verre, etc.

Dès 1989, le syndicat «Samenwerkingsverband Midden Brabant» (SMB), chargé du traitement des déchets de cuisine et de jardin et regroupant 20 communes de la région du Moyen-Brabant (une des 7 régions constituant la province du Brabant-Septentrional), a recherché des procédés de traitement de ces déchets.

Disposant à TILBURG d'une usine de traitement du gaz d'une décharge, le SMB a opté pour la méthanisation des DCJ. Après évaluation des divers procédés existants, il a décidé de confier son projet à VALORGA PROCESS, dont le système lui semblait offrir les meilleures garanties de fiabilité et d'expérience industrielle. Le contrat entre SMB et le consortium VALORGA PROCESS - STORK PROTECH (NL) a été signé le 18.12.1991, et la mise en service de l'installation est prévue pour janvier 1994.

2. Valorga Process

La société VALORGA PROCESS, filiale des sociétés GAZ de FRANCE et IDEX, a développé ses premiers travaux en 1981, au départ dans le cadre de recherches universitaires à MONTPELLIER.

Ces premiers travaux, liés au développement d'un procédé de méthanisation en continu à haute concentration en matière sèche de déchets organiques, ont rapidement conduit à des réalisations pilotes industrielles, notamment :

- 1984-1990: LA BUISSE (près de Grenoble), pour le traitement de 8000 t/an d’ordures ménagères; digesteur de 500 m³.
- 1988-1993: UNIVERSITÉ de LIÈGE (Belgique); un digesteur de 250 m³ y traite encore aujourd’hui un mélange de fumier pailleux et de lisier.

L’expérience acquise par VALORGA PROCESS au cours du développement de sa technologie lui a permis de réaliser :

- La construction et la mise en service, en 1988, d’une usine de méthanisation traitant les ordures ménagères de 155 000 habitants à AMIENS (France). Cette installation traite 55 000 tonnes d’ordures par an avec 3 digesteurs de 2400 m³ chacun, en régime de température mésophile. La taille de cette unité autorisera prochainement le traitement de 72 000 tonnes par an.
- La construction et la mise en service, en 1991, d’une usine de traitement des ordures ménagères de l’île de TAHITI. La capacité maximale de traitement de cette unité est de 90 000 tonnes par an. Les refus combustibles, issus d’un tri pratiqué avant digestion anaérobie, sont incinérés.
- La construction actuellement en cours de l’usine de méthanisation des déchets organiques ménagers triés à la source, à TILBURG (Pays-Bas), pour le traitement de 52 000 tonnes de déchets de cuisine et de jardin par an.

3. Caractéristiques des déchets

Au Pays-Bas, la production de déchets ménagers s’établit à environ **450 kg/habitant · an**. Près de 10% de cette quantité correspond à des déchets encombrants (meublier, réfrigérateurs, bicyclettes, etc.) et une cinquantaine de kg sont déjà recyclés dans le cadre de collectes sélectives.

La composition des 350 kg restants, actuellement incinérés ou mis en décharge, se présente comme suit:

Déchets de cuisine et jardin (DCJ)	:	168 kg
Papier, carton	:	84 kg
Verre	:	25 kg
Plastiques	:	24 kg
Métaux	:	10 kg
Textiles	:	7 kg
Autres	:	32 kg
<hr/>		
Total	:	350 kg

La région du Moyen-Brabant, dont la ville la plus importante est TILBURG, compte près de 380 000 habitants. Le gisement potentiel de DCJ y est de 63 840 t/an. Conformément aux objectifs du nouveau plan d’élimination des déchets, le «Samenwerkingsverband Midden Brabant» prévoit d’en collecter et d’en valoriser les trois quarts, soit environ **39 900 t DCJ/an**.

Afin de simplifier le concept de tri à la source, le projet conçu par VALORGA PROCESS prévoit de privilégier le principe d'une «poubelle verte élargie» qui contiendrait, en plus des DCJ, une partie du gisement de papier et carton (PC). Ainsi, le système de digestion est dimensionné pour traiter 40 000 t DCJ/an + 6000 t PC/an, ou 52 000 t DCJ/an seuls.

La composition des déchets à digérer est la suivante :

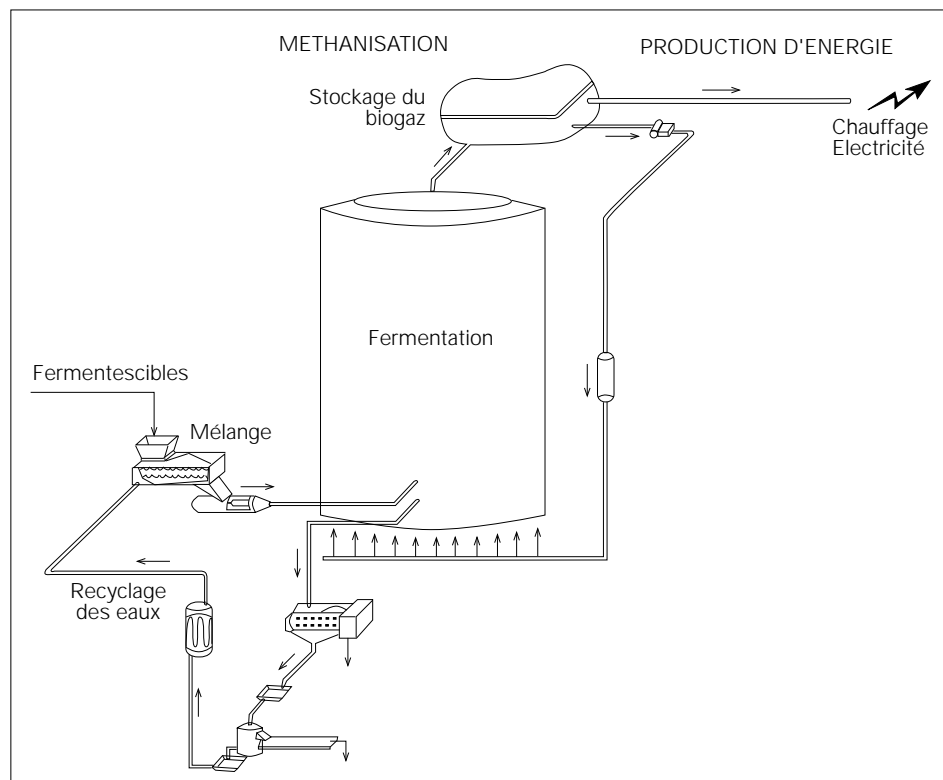
Matière sèche (MS)	:	44	±	4%
Matière solide volatile (MSV)	:	63	±	2% de la MS
Inertes > 0,5 mm	:	1	±	1% de la MS
Pureté (% DCJ)	:	95	±	5% du poids brut

Ces DCJ devraient être constitués à 38% par des déchets alimentaires et à 62% par des déchets de jardin.

4. Description du procédé

Le procédé VALORGA est un système de digestion en continu de déchets organiques, à haute concentration en matière sèche, mettant en œuvre un réacteur de type «semi-piston», avec agitation de la matière par recirculation de biogaz sous pression; le régime de température est mésophile ou thermophile.

Le schéma suivant présente le principe de fonctionnement du système:



Les déchets fermentescibles sont mélangés avec l'eau de procédé recyclée afin d'atteindre une concentration de boue épaisse de l'ordre de 30 à 35 % de matière sèche, puis introduits dans le fermenteur qui se caractérise par l'absence d'équipement mécanique interne.

Le procédé et les équipements ont été spécialement conçus afin de garantir l'homogénéisation de la matière en digestion, ceci grâce à la recirculation de biogaz sous pression, à la base du digesteur.

Le produit digéré extrait du réacteur présente une teneur en matière sèche comprise entre 24 et 28 %. Il subit un pressage mécanique d'où ressort un digestat à 55 % de matière sèche, qui est transféré vers une phase d'affinage aérobie. Après enlèvement d'éventuelles matières inertes et fibreuses, les jus de pressage sont conduits par pompage vers le bac de malaxage et dilution des déchets frais.

Le biogaz produit est stocké dans des bâches souples avant d'être comprimé puis recirculé en vue de l'agitation de la matière en digestion et de sa valorisation.

5. L'installation de TILBURG

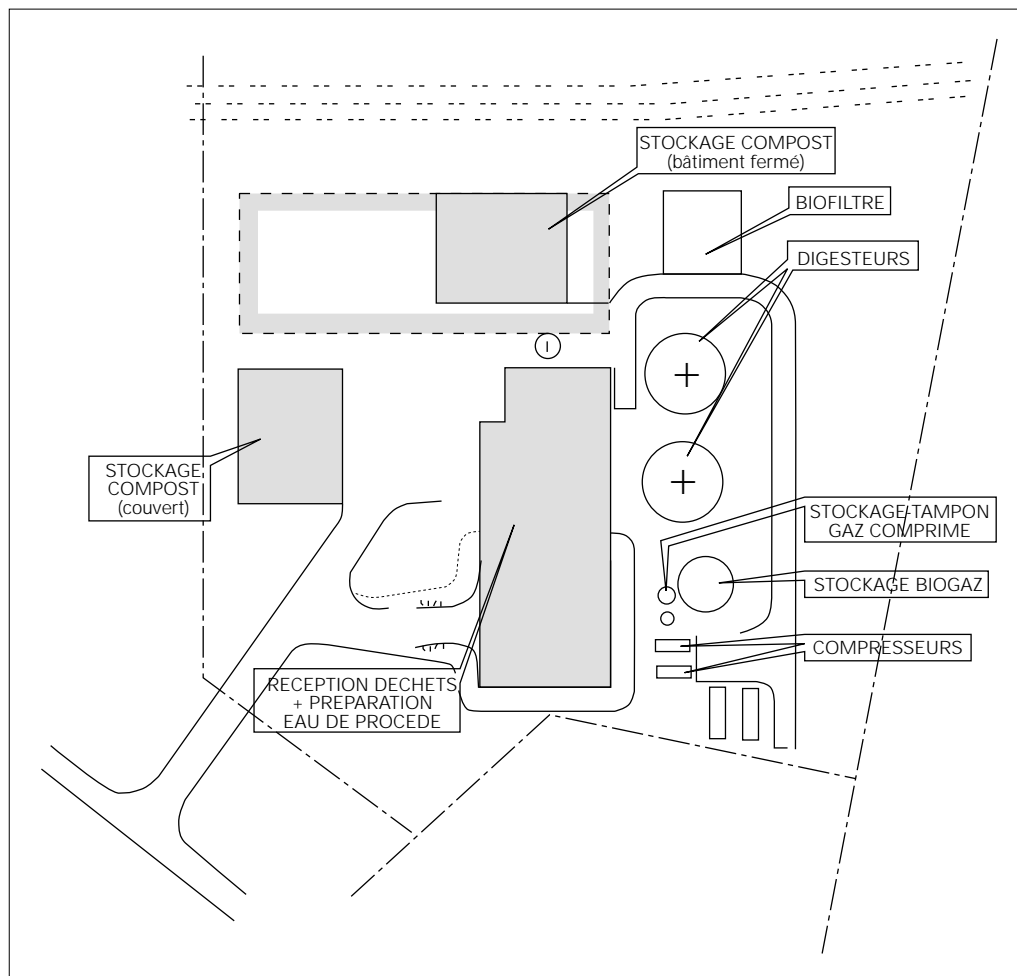
5.1 Présentation

L'usine de méthanisation se composera des éléments suivants :

- Unité de préparation des DCJ avec: réception des déchets, tri des inertes, réduction granulométrique.
- Unité de digestion anaérobie avec: mélange et malaxage des DCJ, pompage dans les 2 digesteurs de 3300 m³ chacun, stockage du biogaz, système de compression et d'agitation, extraction de la matière digérée et déshydratation mécanique.
- Unité de traitement des eaux de procédé avec: clarification de l'effluent issu de la déshydratation mécanique, par centrifugation. Le liquide centrifugé s'écoule dans un bac intermédiaire où il est chauffé puis pompé vers le bac de dilution des DCJ. L'eau de procédé en excès est rejetée à la canalisation afin d'être traitée dans la station d'épuration proche du site. Le sédiment est mélangé avec le digestat produit lors de la déshydratation de la matière digérée.
- Unité de stockage du compost avec: un bâtiment fermé dans lequel le digestat et le sédiment sont transportés pour y être stabilisés durant 7 jours; à la suite de quoi le produit stabilisé est acheminé pour un stockage sous un couvert, durant 7 jours.
- Unité de livraison du biogaz avec: stockage-tampon et injection du biogaz dans le réseau de l'usine d'épuration du biogaz déjà existante à proximité (unité traitant le gaz produit par une décharge de 100 ha recevant 500 000 t déchets/an, et sur laquelle on capte environ 10 millions de m³ de biogaz par an). Cette usine d'épuration met en œuvre un procédé par contact gaz-liquide avec élimination du gaz

carbonique par lavage. Le biogaz ramené aux caractéristiques du gaz naturel sera injecté dans le réseau d'alimentation de la Ville de TILBURG.

Le plan de situation de l'usine de méthanisation est présenté ci-après :

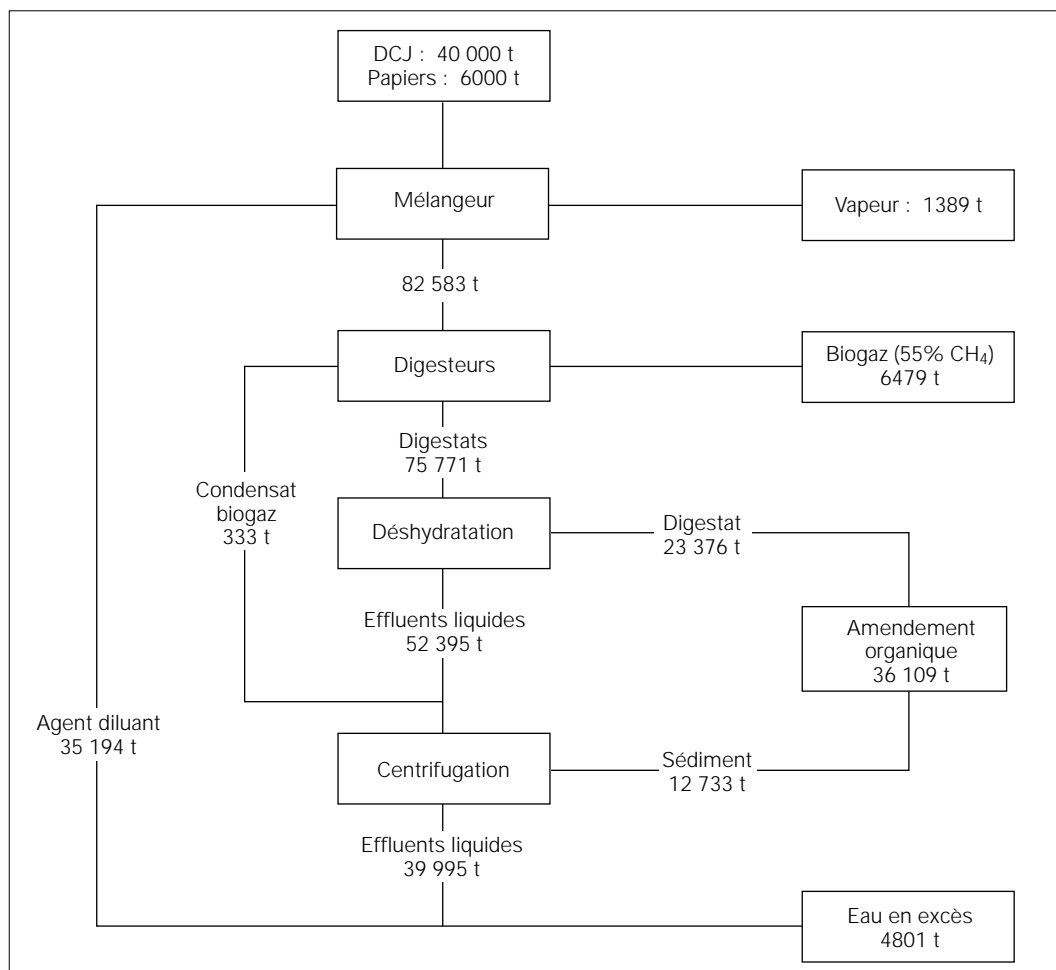


5.2 Caractéristiques et performances

Les principales caractéristiques de fonctionnement de l'installation de digestion anaérobie apparaissent dans le tableau suivant:

Paramètre	Unité	Installation de Tilburg
Température	°C	37 - 40
pH	-	7,0 - 7,2
Temps de rétention	Jours	24
Charge volumique	kg SV / m ³ · j	7,0 - 8,6
Teneur en méthane	%	55
Production de méthane	Nm ³ CH ₄ / t SV	183

Le bilan matière attendu est le suivant :



L'usine de traitement de TILBURG produira **5 000 000 m³(n) biogaz/an** et **36 109 t d'amendement organique/an** (après stockage).

Ce dernier produit sera valorisé en agriculture; il devra, à ce titre, respecter les normes de qualité imposées au compost, aux Pays-Bas. Celles-ci figurent dans le tableau suivant :

Matières organiques		au minimum 20% de la MS	
Cadmium	(Cd)	1	[g/t MS]
Chrome	(Cr)	50	[g/t MS]
Cuivre	(Cu)	60	[g/t MS]
Mercure	(Hg)	0,3	[g/t MS]
Nickel	(Ni)	10	[g/t MS]
Plomb	(Pb)	100	[g/t MS]
Zinc	(Zn)	200	[g/t MS]
Arsenic	(As)	5	[g/t MS]

Le marché pour de tels substrats est théoriquement largement ouvert aux Pays-Bas. L'évolution de l'offre et de la demande, ainsi que la commercialisation d'autres produits concurrents (fumiers animaux, par exemple) seront suivies par un office public national en cours de mise en place actuellement.

5.3 Technologie du digesteur

Les deux réacteurs sont exécutés en béton précontraint; les parois ont une épaisseur de 300 mm; l'isolation thermique extérieure a, quant à elle, une épaisseur de 100 mm.

Les matériaux constitutifs des circuits de gaz et de matière sont respectivement l'acier inox et l'acier au carbone.

Les paramètres suivants sont mesurés afin de contrôler le bon déroulement de la fermentation: acides gras volatils, pH, teneur en méthane, production de biogaz, température, pression, volumes introduits et extraits.

5.4 Aspects économiques

Les coûts de cette réalisation sont exprimés en florins hollandais (NLG) (100 NLG = 81 SFR).

L'investissement relatif à l'usine de méthanisation ascende à environ NLG 33 millions, hors TVA (18,5%).

Les frais financiers et d'exploitation prévus seront d'environ NLG 4,5 millions par an, déduction faite des subventions du gouvernement néerlandais. Ils se décomposent comme suit:

- équipement	:	NLG	3	millions/an
- entretien	:	NLG	0,3	million/an
- personnel (10 employés)	:	NLG	0,7	million/an
- divers	:	NLG	0,5	million/an

Au niveau des recettes, la livraison du biogaz produit par l'usine de méthanisation à l'usine de conditionnement du gaz rapportera NLG 0,6 million par an. Afin de tenir compte des incertitudes encore liées à la commercialisation de l'amendement organique, le prix de vente de ce substrat a provisoirement été fixé à NLG 0/t, si bien qu'aucune recette n'est prévue dans le plan financier actuel.

Le coût net du traitement des déchets de cuisine et de jardin par méthanisation sera donc d'environ **NLG 100/t**, ce qui constitue un coût acceptable si on le compare à celui de l'incinération (NLG 200/t) ou de la mise en décharge (NLG 95/t).

A3 Exemple 3

«Couplage chaleur-force»

VALORISATION DU BIOGAZ À LA STEP DE LA SAUNERIE, COLOMBIER (NE)

Georges LAGIER, DIMAG Moteurs Diesel SA
Vers-chez-les-Blanc, CH-1000 LAUSANNE 26

Préambule

Si la technologie mise en œuvre pour la digestion des effluents industriels ou des déchets ménagers diffère sous bien des aspects de celle utilisée pour la méthanisation des boues urbaines, il n'en va pas de même pour la valorisation du biogaz, que celui-ci soit produit à partir de boues d'épuration, d'eaux usées industrielles ou de déchets solides.

C'est la raison pour laquelle il nous a semblé intéressant de développer l'exemple suivant.

1. Introduction

Traitement des boues

Le centre de La Saunerie gère un ensemble de traitement de boues répondant aux exigences suivantes:

- réduction par transformation sur place des boues produites aux STEP de La Saunerie et de Cortaillod;
- production sur place d'un produit fini sous forme de boue composée entièrement recyclable dans la nature;
- récupération et valorisation directe du gaz méthane produit par le traitement.

Schéma de traitement

Phase I «Digestion»

Les boues fraîches extraites de la décantation primaire sont introduites dans un digesteur où elles sont stabilisées par digestion anaérobie durant 20 jours. Cette phase de stabilisation s'effectue à une température de 35° C. Les boues digérées sont ensuite stockées et épaissies dans un deuxième ouvrage, combiné avec un gazomètre où le gaz produit est également stocké.

Phase II «Valorisation du gaz»

Sur la base d'une étude énergétique, un groupe moteur à gaz DITOM est implanté, produisant 120 kW, soit 40 kW d'énergie électrique et 80 kW d'énergie thermique. Le but visé est de rendre tout le processus de traitement des boues énergétiquement autonome en valorisant le gaz produit par leur digestion.

Phase III «Déshydratation»

Les boues digérées stabilisées sont déshydratées sur un filtre à bande pour passer de 6 à 30% de matière sèche, puis entreposées dans un stockeur intermédiaire.

Phase IV «Compostage»

Un mélange constitué de 50% de boue digérée, de 30% de compost frais recyclé et de 20% de support carboné (sciure) est introduit dans un bioréacteur aérobic. La phase de compostage s'y déroule durant environ 15 jours, dans une enceinte complètement fermée. Le compost frais est ensuite extrait du bioréacteur pour être transporté dans un postréacteur où il subit une maturation de 15 jours environ.

Phase V «Produit fini»

Le produit fini, hygiénisé et dépourvu de toute odeur, est extrait du post-réacteur. Sa structure est très grumeleuse et comparable à celle du terreau. Il sera utilisé en paysagisme, viticulture, agriculture, horticulture ou culture maraichère.

2. Valorisation du biogaz par CCF

Le couplage chaleur-force (CCF) installé par DIMAG Moteurs Diesel SA à la STEP de La Saunerie est du type DITOM 3 B. Ses caractéristiques principales sont les suivantes :

Puissance électrique aux bornes de la génératrice	44	kW
Puissance thermique disponible	80	kW
Consommation de gaz (6,5 kWh/m ³ N)	22,3	m ³ /h
Température d'eau «aller»	80° C	
Température d'eau «retour»	65° C	
Longueur	2100	mm
Largeur	950	mm
Hauteur	1900	mm
Poids total	~ 2000	kg
Génératrice	asynchrone	
Moteur stationnaire à 4 temps	DEUTZ-MWM	
Vitesse nominale du groupe à gaz	1500	t/min

L'ensemble «compact» couplage chaleur-force comprend :

- moteur à gaz stationnaire à 4 temps, 1500 t/min;
- allumage et régulation électronique;
- génératrice asynchrone sans bagues ni balais;
- rampe à gaz avec surveillance de pression;
- alimentation automatique en huile de graissage;
- récupération de chaleur sur l'eau de refroidissement;
- récupération de chaleur sur les gaz d'échappement;
- construction «monobloc»;
- boîte à bornes de raccordement.

Utilisation de la chaleur de l'eau

L'eau chaude produite par le CCF est utilisée pour le réchauffage des boues ainsi que le chauffage de certains locaux de la STEP. Un accumulateur tampon de 8000 litres est couplé comme «interface» entre le CCF et les utilisateurs.

Elimination du surplus de chaleur

Pendant certaines périodes de l'année, la chaleur issue du CCF n'est que partiellement utilisable, alors que le biogaz à disposition permet une production maximale d'énergie électrique. Ce mode d'exploitation est rendu possible par l'adjonction d'un aérorefroidisseur monté en toiture et qui s'enclenche automatiquement lorsque la température de retour de l'eau dépasse la valeur admissible.

Refroidissement de l'air rayonné

Le DITOM est en exécution ouverte et la chaleur rayonnée par le CCF est dissipée par le système de ventilation du local machine.

Alimentation en gaz

Le gaz utilisé par le CCF provient d'un gazomètre d'environ 300 m³.

Echappement

Les gaz d'échappement sont conduits à l'extérieur, en toiture, au moyen d'une conduite en acier inoxydable de qualité V4A. Un silencieux primaire et un silencieux secondaire sont intégrés dans la conduite.

Couplage électrique au réseau

Le CCF de la STEP de La Saunerie n'est pas prévu pour fonctionner en groupe électrogène de secours. Le point de raccordement se situe en aval de l'introduction électrique du bâtiment. L'énergie fournie est absorbée par la STEP et le surplus éventuel refoulé sur le réseau. Le système de comptage permet de contrôler avec exactitude la répartition de l'énergie électrique.

Tableau de commande

Le tableau de commande du CCF est monté dans le local machine. En plus de toutes les commandes et sécurités nécessaires au CCF et à ses auxiliaires, il dispose d'un système permettant la prise en compte du niveau du gaz dans le gazomètre, de la tarification de l'énergie électrique (haut et bas tarif) ainsi que de l'énergie électrique fournie par le réseau. Ces dispositifs favorisent l'utilisation optimale du CCF.

Fonctionnement

En dehors des arrêts rendus indispensables pour effectuer les vidanges et les services mécaniques (toutes les 800 à 1000 heures de service), le couplage chaleur-force DITOM fonctionne sans interruption depuis son installation en 1990.

3. Résultats d'exploitation 1992

Les deux tableaux qui suivent présentent les relevés de consommation d'énergie électrique de la STEP ainsi que la production d'électricité assurée par le CCF, et les relevés de production de biogaz ainsi que sa valorisation par le CCF.

On observera que, pour l'année 1992, le DITOM a fonctionné en moyenne **23,3 h par jour** et a permis de **couvrir 73,75%** de la consommation électrique totale de la STEP.

Mois	Trait. Eau Serv. Gén. [kWh]	Trait. Eau Biologie [kWh]	TOTAL Trait. Eau [kWh]	Trait. des boues [kWh]	TOTAL Consomm. [kWh]	Produit DIMAG [kWh]	Achat ENSA [kWh]
Janvier	9'051	16'280	25'331	13'141	38'472	29'112	9'360
Février	9'648	14'298	23'946	13'065	37'011	26'281	10'730
Mars	8'226	16'196	24'422	14'863	39'285	28'015	11'270
Avril	7'923	14'714	22'637	13'619	36'256	27'636	8'620
Mai	7'141	18'866	26'607	12'164	38'771	28'651	10'120
Juin	11'116	16'706	27'882	11'662	39'484	23'824	15'660
Juillet	8'271	17'166	25'437	13'544	38'981	29'211	9'770
Août	8'214	16'678	24'892	12'962	37'854	29'254	8'600
Septembre	8'028	19'150	27'431	11'490	38'921	28'191	10'730
Octobre	8'497	17'012	25'509	12'611	38'120	29'400	8'720
Novembre	7'732	13'754	21'486	13'036	34'522	26'632	7'860
Décembre	8'325	11'596	19'921	13'924	33'845	26'775	7'070
TOTAL	103'025	192'416	295'441	156'081	451'522	333'012	118'510
[%]			65,44	34,56	100	73,75	26,25

Tableau 1 :

STEP COLOMBIER, 1992

Consommation électrique de la STEP, production électrique du CCF et achat de courant au réseau ENSA.

Mois	Production gaz [m ³]	Consom. DIMAG [m ³]	Consom. Chaud [m ³]	Consom. totale [m ³]	Excédent [m ³]	Heures de marche DIMAG	Moyenne h marche/j
Janvier	20'627	17'549	2'707	20'256	371	736	23,7
Février	19'583	16'285	1'921	18'206	1'377	685	23,6
Mars	24'139	17'378	1'961	20'339	3'800	710	22,9
Avril	20'147	17'324	—	17'324	2'823	716	23,8
Mai	21'213	17'875	—	17'875	3'338	744	24,0
Juin	20'116	14'912	1'219	16'131	3'985	620	10,6
Juillet	19'826	18'891	—	18'891	935	738	23,8
Août	16'882	16'700	—	16'700	182	741	23,9
Septembre	16'361	16'216	—	16'216	145	719	23,9
Octobre	19'291	16'733	673	17'406	1'885	742	23,9
Novembre	16'871	16'534	240	16'774	97	700	23,3
Décembre	17'012	16'384	—	16'384	628	694	22,3
TOTAL	232'068	202'781	9'721	212'502	19'566	8'545	23,3
[%]	100	87	4,5	91,5	8,5		

Tableau 2:
STEP COLOMBIER, 1992
Production et valorisation du biogaz; fonctionnement du CCF.

Associations organisatrice et de soutien

ARPEA

Association romande
pour la protection des eaux et de l'air



Société suisse
des Ingénieurs et des Architectes



Union technique suisse

ASPEE

Association suisse
de l'épuration des eaux